Environnement Canada
Environment Canada

Conservation et Protection
Conservation and Protection

91-03105/

Recommandations sur la qualité de l'eau pour le piclorame au Canada

D.M. Trotter*, R.A. Kent et M.P. Wong

*Monenco Consulting Ltd.
Calgary (Alberta)

ÉTUDE N° 178, SÉRIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
OTTAWA (ONTARIO), 1990

(Available in English on request)

Imprimé sur du papier à base de matériels récupérés

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1990
N° de cat. En 36-502/178F
ISBN 0-662-96523-X

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	v
SOURCES, PRÉSENCE ET PROPRIÉTÉS	1
Utilisation et production	1
Propriétés physiques et chimiques	2
Mode d'action	2
Méthodes d'analyse	2
Introduction dans le milieu	4
Concentration dans l'eau, les sédiments et le biote	4
Devenir, persistance et dégradation dans le milieu	7
Sol	7
Eaux et sédiments	11
ANALYSE	12
Sources d'approvisionnement en eau potable	12
Recommandation	12
Concentrations	12
Décontamination par le traitement de l'eau	13
Vie aquatique d'eau douce	13
Bioaccumulation	13
Toxicité pour les organismes aquatiques	13
Toxicité létale aiguë	13
Toxicité chronique et réactions sublétales	14
Recommandation	15
Utilisation de l'eau en agriculture	17
Abreuvement du bétail	17
Toxicité pour le bétail et le biote associé	17
Toxicité aiguë	17
Toxicité sublétale et chronique	17
Absorption, métabolisme et élimination	20
Mutagénicité, tératogénicité et concérogenicité	21
Recommandation	21
Irrigation	21
Toxicité pour les espèces végétales non visées	21
Recommandation	22
Qualité des eaux pour les loisirs et l'esthétique	22
Effets organoleptiques	22
Recommandation	22
Eau utilisée à des fins industrielles	22
Recommandation	22
SOMMAIRE	23
REMERCIEMENTS	23
RÉFÉRENCES	24

Table des matières (suite)

		Page
ANNEXE A.	Résidus du piclorame dans les eaux de ruissellement des terres agricoles.....	31
ANNEXE B.	Concentration des résidus du piclorame dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines au Canada.....	39
ANNEXE C.	Sommaire des données recueillies sur la toxicité aiguë du piclorame pour les organismes aquatiques.....	43
ANNEXE D.	Sommaire des données recueillies sur la toxicité chronique du piclorame pour les organismes aquatiques.....	67

Tableaux

1. Propriétés physiques et chimiques du picloram..... 3

2. Toxicité du picloram pour certaines espèces d'oiseaux d'après des études sur les effets de l'ingestion..... 18

3. Recommandation sur la qualité de l'eau pour le piclorame..... 23

Illustrations

Figure 1. Structure de la formule du piclorame..... 1

Résumé

On a examiné la documentation relative aux utilisations, au devenir et aux effets du piclorame sur l'eau naturelle utilisée comme eau potable non traitée, sur la vie aquatique en eau douce, sur l'utilisation de l'eau pour l'agriculture, sur la qualité de l'eau pour les loisirs et l'esthétique, ainsi que sur les approvisionnements en eau pour l'industrie. Ces renseignements sont résumés dans cette publication. À partir de cette étude, des recommandations sur la qualité de l'eau sont adoptées pour la protection d'utilisation particulières de l'eau.

Abstract

A literature review was conducted on the uses, fate, and effects of picloram on raw water for drinking water supply, freshwater aquatic life, agricultural uses, recreational water quality and aesthetics, and industrial water supplies. The information is summarized in this publication. From it, water quality guidelines for the protection of specific water uses are recommended.

Recommandations sur la qualité de l'eau pour le piclorame au Canada

D.M. Trotter, R.A. Kent et M.P. Wong

SOURCES, PRÉSENCE DANS LE MILIEU ET PROPRIÉTÉS

Utilisation et production

Le piclorame, nom courant de l'acide 4-amino-3,5,6-trichloropyridine-2-carboxylique (UICPA), est une poudre blanche à odeur chlorée. La structure de la formule du piclorame est montrée à la figure 1. Il est enregistré au Chemical

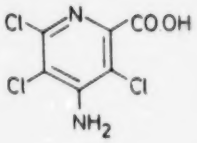

Figure 1. Structure de la formule du piclorame.

Abstract Service (CAS) sous le numéro 1918-02-1. Les sels d'ammonium et de potassium du piclorame sont hydrosolubles; ce sont les matières actives de divers herbicides de la Dow Chemical Company sous le nom commercial de Tordon^{R}. Actuellement, il en existe trois qui sont enregistrés au Canada : Tordon^{R}22K, Tordon^{R}101 et Tordon^{R}202C (Agriculture Canada, 1989). Le Tordon^{R}22K contient 240 $g \cdot L^{-1}$ de piclorame sous la forme d'esters isooctyliques ou de sel de potassium à l'état liquide; il comporte aussi des agents mouillants de type ester (glycol et sorbitol) ainsi que de l'alcool et de l'eau. Le sel de potassium du piclorame (2.3 %) est aussi combiné à du bore (13.6 %) dans les granules de Tordon^{R}. On utilise aussi les sels organiques du piclorame (triisopropanolammonium et triéthylammonium) ainsi que l'ester isooctylique en combinaison avec d'autres herbicides. Le Tordon^{R}101 est un mélange de piclorame (10.2 %) et de 2,4-D (39.6 %) sous forme de sels de triisopropylammonium. Ce mélange comporte aussi un dérivé du glycol séquestrant et un agent mouillant, de type glycol, ainsi que de l'alcool et de l'eau. Le Tordon^{R}202C contient 200 $g \cdot L^{-1}$ de 2,4-D et 12 $g \cdot L^{-1}$ de piclorame. Au Canada, l'utilisation des préparations granuleuses de piclorame pour les sols a été interdite par crainte de contaminer les eaux souterraines. Cette interdiction touche aussi le Tordon^{R}10K, une préparation en pastilles qui contient 11.6 % de piclorame. Enfin, le Tordon^{R}155 (15.1 % de piclorame et 63.4 % de 2,4,5-T), un autre produit à base de piclorame de la Dow Chemical, n'est plus utilisé depuis que la vente du 2,4,5-T a été interdite au Canada.

Le piclorame a été mis au point en 1963; au Canada, il est utilisé comme herbicide d'application générale pour éliminer les plantes latifoliées ligneuses et herbacées le long des emprises. On s'en sert aussi lors des traitements localisés pour éliminer des plantes nuisibles dans les pâturages et les prairies. Avant l'interdiction du Tordon^{R}10K l'utilisation du piclorame dans les emprises se situait entre 0.1 et 3.3 kg $ma \cdot ha^{-1}$ (ma = matière active). Actuellement, la dose maximale de Tordon^{R}22K est de 2.64 $kg \cdot ha^{-1}$. Dans les traitements localisés, la dose varie selon la densité des broussailles ou des mauvaises herbes qu'on veut éliminer (CNRC, 1974).

En Ontario, le Tordon^{R}101 est homologué pour l'élimination des mauvaises

herbes et des broussailles dans les terrains non cultivés, dans les terrains industriels et dans les emprises. Il est interdit de l'utiliser dans les terres servant à la production agricole ou horticole et il faut un permis pour l'acheter et l'utiliser (Ontario Ministry of Agriculture and Food, 1989). La plupart des mauvaises herbes latifoliées sont affectées par le piclorame; entre autres espèces, il y a le chardon des champs, le trèfle, l'herbe à poux, le pissenlit, la verge d'or, la bardane, la vergerette et la vesce. De même, la plupart des conifères et des plantes ligneuses à feuilles décidues (sauf le frêne blanc) sont affectées par le piclorame (Ontario Ministry of Agriculture and Food, 1989).

Au Canada, les importations de préparations herbicides au piclorame se sont chiffrées à environ 384 t en 1983, 749 t en 1984 et 670 t en 1985 (Statistique Canada, 1986).

Propriétés physiques et chimiques

La liste des propriétés physiques et chimiques du piclorame se trouvera au tableau 1. Sous forme d'acide carboxylique, il n'est hydrosoluble qu'à 430 $mg \cdot L^{-1}$ à 25 °C, mais la solubilité du sel de potassium est d'environ 400 000 $mg \cdot L^{-1}$ et celle du sel de triisopropylammonium est d'environ 800 000 $mg \cdot L^{-1}$ (Mayes et Dill, 1984).

Mode d'action

Le piclorame agit comme une hormone végétale du genre de l'auxine (Foy, 1976). Très phytotoxique, il est facilement absorbé et transporté par les feuilles et les racines des plantes (U.S. EPA, 1988; Worthing et Walker, 1987). Il agit essentiellement comme un régulateur de croissance. Parmi les signes d'intoxication, il faut citer l'épinastie, l'obturation et la brunissure des vaisseaux du xylène, la flétrissure, la nécrose et la mort de la plante (Foy, 1976). La flétrissure est apparemment causée par des interactions complexes mettant en jeu des hormones, qui sont produites par des organismes pathogènes, des toxines et des enzymes toxiques. Le piclorame a d'autres effets : il inhibe notamment la germination et la croissance du jeune plant et ralentit peut être la respiration mitochondriale. On a observé l'inhibition de la respiration oxydative de mitochondries de concombre isolées et du métabolisme de l'acide nucléique par suite d'un traitement au piclorame; l'herbicide pourrait ralentir aussi la synthèse enzymatique et inhiber la phosphorylation oxydative (Foy, 1976; CNRC, 1974). Il est possible que l'action inhibitrice du piclorame soit le résultat d'une chélation s'opérant dans les tissus végétaux. La chélation perturberait les systèmes enzymatiques de la respiration végétale comportant des transporteurs à métaux lourds, comme les systèmes à cytochrome, ou des ions métalliques libres comme dans les mitochondries (Foy, 1976).

Méthodes d'analyse

Le piclorame s'analyse par chromatographie gaz-liquide ou par chromatographie en phase liquide à haute performance (Worthing et Walker, 1987). Le CNRC (1974) a dressé le sommaire des premières méthodes employées dans l'analyse du piclorame. Pour l'analyse du piclorame des sols et des plantes herbacées on s'est servi de techniques de chromatographie en phase gazeuse (Bovey et coll., 1975). Plus récemment, Wells et coll. (1984) ont utilisé la chromatographie en phase liquide inversée avec détection aux UV pour l'analyse du piclorame dans des échantillons de sol et d'eau. Le seuil de détection était 2 $\mu g \cdot L^{-1}$. Pour les résidus de piclorame dans les eaux de surface et les eaux souterraines, ainsi que dans le sol, le sable et la végétation, on a utilisé un appareil de chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à capture d'électrons (Watson et coll., 1989). Pour cette méthode, le seuil de détection minimum était de 0.5 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les échantillons d'eau, de 5 à

Tableau 1. Propriétés physiques et chimiques du piclorame

Formule chimique	$C_6H_3Cl_3N_2O_2$
Masse moléculaire	241.48
Aspect physique	Poudre blanche à odeur chlorée
Point de fusion	Se décompose à 215 °C
Température de sublimation	190 °C à 12 mm de Hg
Pression de vapeur	6.16×10^{-17} mm de Hg à 35 °C 1.07×10^{-6} mm de Hg à 45 °C
Solubilité dans l'eau	430 $mg \cdot L^{-1}$ (25 °C) sous forme d'acide carboxylique 400 000 $mg \cdot L^{-1}$ (25 °C) sous forme de sel de potassium 800 000 $mg \cdot L^{-1}$ (?) sous forme de sel d'ammonium
Solubilité dans d'autres solvants	
Acétone	19 800 $mg \cdot L^{-1}$
Éthanol	10 500 $mg \cdot L^{-1}$
Isopropanol	5 500 $mg \cdot L^{-1}$
acétonitrile	1 600 $mg \cdot L^{-1}$
Éther diéthylique	1 200 $mg \cdot L^{-1}$
Chlorure de méthylène	600 $mg \cdot L^{-1}$
Benzène	200 $mg \cdot L^{-1}$
Disulfure de carbone	50 $mg \cdot L^{-1}$
Kérosène	10 $mg \cdot L^{-1}$
Constante de dissociation (pKa)	3.6
Demi-vie dans les sols	De 1 à 13 mois
Hydrolyse : demi-vie	18 ans (pH de 5, de 7 et de 9, à 25 °C)
Photolyse : demi-vie	7 jours
Analyse élementaire	C, 29.85 %; H, 1.25 % Cl, 44.05 %; N, 11.60 %; O, 13.25 %

Tiré de CNRC, 1974; Foy, 1976; Ghassemi et coll., 1981; Windholz et coll., 1983; Worthing et Walker, 1987; Mayes et Dill, 1984; Mullison, 1985.

6 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pour les échantillons de terre et de sable et de 10 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pour les végétaux. Enfin, Woodburn et coll., (1989) ont utilisé diverses méthodes de chromatographie et de spectrométrie de masse pour l'analyse du piclorame et des produits de photolyse qui en dérivent dans des échantillons d'eau.

Introduction dans le milieu

Le Conseil national de recherche du Canada a décrit les voies et les mécanismes par lesquels le piclorame peut pénétrer dans diverses composantes de l'environnement (CNRC, 1974). Le piclorame peut se retrouver dans l'atmosphère quand il dérive durant une pulvérisation ou quand il s'évapore après le traitement. Il se retrouve dans le milieu aquatique lorsqu'il est appliqué à des eaux de surface ou lorsqu'il est emporté dans les eaux de ruissellement et d'infiltration dans les sols traités.

L'analyse du piclorame dans les eaux de surface et dans les sédiments a fait l'objet de rapports portant sur l'analyse des eaux de ruissellement de champs traités et d'études spéciales de contrôle qui ont permis de déterminer comment le produit se déplace dans les milieux aquatiques environnants. L'annexe A donne un sommaire des travaux réalisés sur le piclorame dans les eaux de ruissellement de terrains traités. Le piclorame et les diverses préparations à base de sel de piclorame sont d'une solubilité forte qui peut donner des concentrations élevées dans les eaux de ruissellement s'il tombe de fortes pluies peu après un traitement. S'il pleut faiblement après un traitement (le piclorame percole alors dans le sol) et si par la suite s'écoule une période de quelques jours avant qu'il tombe de fortes pluies (p. ex., 30 jours), la concentration de piclorame dans les eaux de ruissellement peut se trouver réduite de deux ordres de grandeurs (Bovey et coll., 1967). Dans certaines conditions météorologiques, les eaux de ruissellement peuvent contenir une concentration relativement élevée de piclorame (p. ex. 3 $mg \cdot L^{-1}$). Selon les estimations, entre 5.5 % et 6.3 % du piclorame appliqué disparaissent du lieu d'application (Trichell et coll., 1968; Mayeux et coll., 1984).

La pente du terrain et le tassement du sol influent aussi sur la concentration de piclorame dans les eaux de ruissellement. En général, la concentration est plus élevée dans les eaux de ruissellement des terrains fortement inclinés, dans la moitié inférieure de la pente. Elle est plus faible si les eaux de ruissellement s'écoulent sur un terrain non traité, au sol tassé (jachère) (Trichell et coll., 1968; Scifres, Hahn, et coll., 1971).

Le piclorame peut aussi se retrouver dans l'environnement s'il se produit un phénomène de dérive durant une pulvérisation. On a signalé plusieurs cas où des plantes non visées ont été endommagées de cette façon. Par exemple, le CNRC (1974) fait état d'un cas où des arbres situés à 50 m d'une zone traitée ont été détruits par un nuage de piclorame après une pulvérisation. Ghassemi et coll. (1981) parlent également de cas observés au Minnesota où du piclorame pulvérisé en bordure d'une route a causé des dommages dans les cultures de maïs et de fève soja se trouvant à proximité.

Concentration dans l'eau, les sédiments et le biote

L'annexe B résume des études dans lesquelles on a mesuré la concentration de piclorame dans diverses composantes environnementales. Scifres et coll. (1977) se sont intéressés au piclorame dans deux bassins hydrographiques du centre oriental du Texas après une application unique de 0.56 $kg \cdot ha^{-1}$. Ils ont trouvé du piclorame dans les eaux de surface des deux bassins, 27 jours après le traitement : dans l'un, les concentrations se situaient entre 170 et 460 $\mu g \cdot L^{-1}$, dans l'autre elles allaient de 80 à 490 $\mu g \cdot L^{-1}$. Après 52 jours, il n'y avait que des traces (<10 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans

les eaux du premier bassin, tandis que dans celles du second, la concentration moyenne de piclorame était de 77 $\mu g \cdot L^{-1}$. D'après les données de surveillance recueillies dans les deux bassins hydrographiques, seulement 0.05 % du piclorame appliqué s'est retrouvé dans les eaux de ruissellement durant le premier mois de l'étude. La plus grande partie du produit est restée dans la végétation vivante et dans la couche supérieure de 15 cm d'épaisseur du sol (Scifres et coll., 1977).

Dennis et coll. (1977) ont étudié les eaux de ruissellement d'un terrain traité au piclorame (4.5 $kg \cdot ha^{-1}$) en Virginie de l'Ouest. La concentration de piclorame dans l'étang où s'écoulaient les eaux de ruissellement a atteint 437 $\mu g \cdot L^{-1}$ (seuil de détection de 0.2 $\mu g \cdot L^{-1}$); après 178 jours, elle avait baissé à environ 54 $\mu g \cdot L^{-1}$ et après 294 jours, la concentration moyenne était de 14.2 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'étang. Il est resté du piclorame en quantités détectables pendant plus de 270 jours dans les sédiments de l'étang, mais dans ceux des cours d'eau, on n'en a pas détecté (seuil de détection de 5.0 $\mu g \cdot L^{-1}$). Dans les sédiments humides, la concentration de piclorame était de 243.0 $\mu g \cdot kg^{-1}$, 2 semaines après le traitement. Elle avait baissé à 15.5 $\mu g \cdot kg^{-1}$, 294 jours plus tard. Par ailleurs, on a détecté du piclorame dans des échantillons d'eau recueillis jusqu'à une distance de 5.5 km en aval des terrains traités. Il s'est fait d'autres travaux sur le piclorame détecté dans les eaux de ruissellement, mais comme les données complémentaires sont insuffisantes, les résultats ne sont pas présentés dans l'annexe A : il s'agit notamment d'études menées dans des bassins hydrographiques de l'Arizona où l'on a mesuré une concentration de 370 $\mu g \cdot L^{-1}$, 10 jours après l'application au sol de 10.4 $kg \cdot ha^{-1}$ (Davis et coll., 1968) et une concentration de <100 $\mu g \cdot L^{-1}$, 100 jours après l'application de 1.9 $kg \cdot ha^{-1}$ (Johnsen et Warskov, 1968).

D'après les renseignements recueillis sur l'utilisation du piclorame sous forme de pastilles et de préparations liquides pulvérisées, la quantité de produit se retrouvant dans les eaux de ruissellement ne diffère pas selon le type de préparation appliquée. Cependant, avec du piclorame incorporé à des granules d'amidon-xanthate, la concentration initiale dans les premières eaux de ruissellement n'a pas été aussi élevée qu'avec un liquide pulvérisé. Par la suite, la concentration de piclorame était généralement plus élevée dans les eaux de ruissellement des terrains traités aux granules de xanthate que dans celles des terrains traités au liquide pulvérisé. La perte cumulative de piclorame dans les deux cas est généralement semblable (CNRC, 1974).

On a réalisé un programme de surveillance spécial dans la chaîne Jimmy Lake Weapons Range (ouest de la Saskatchewan) car il s'est fait des traitements au piclorame à grande échelle dans cette région. Du 12 au 14 août 1982, on a traité une superficie de 490 ha au Tordon®10K, une préparation de piclorame en pastilles (3.3 $kg \cdot ha^{-1}$). Le piclorame a migré jusqu'aux eaux souterraines, puis s'est déplacé latéralement vers le lac Primrose, situé à 1 km du secteur traité. La concentration de piclorame dans les eaux souterraines près du lac Primrose est montée de 0.14 $\mu g \cdot L^{-1}$ en octobre 1983 à 438.5 $\mu g \cdot L^{-1}$ en octobre 1984. Dans les eaux du lac, elle a atteint un maximum de 1.15 $\mu g \cdot L^{-1}$ en octobre 1984; cette valeur a été mesurée près de l'endroit où la concentration était plus élevée dans les eaux souterraines. Un seul des échantillons de sédiments prélevés dans le lac Primrose (20 juin 1984) contenait du piclorame en quantité détectable (11.97 $\mu g \cdot kg^{-1}$) (Waite et coll. 1986; Smith et coll., 1988).

En injectant du piclorame directement dans un petit cours d'eau semi-aride du centre de l'Arizona, on a cons-

taté qu'il est dispersé par suite du mélange normal des eaux. Après une injection de 6.26 $mg \cdot L^{-1}$, la concentration maximum mesurée 0.4 km en aval, était de 2.36 $mg \cdot L^{-1}$ (Johnsen et Warskov, 1980).

Davis et Ingebo (1973) ont étudié la contamination au piclorame pour en déterminer l'importance et la durée et voir comment cet herbicide disparaît du milieu; ils ont réalisé leurs travaux dans un bassin hydrographique du centre de l'Arizona situé sur un terrain incliné au sol constitué de sable et de loam graveleux. Le 1er février 1965, ils y ont fait un traitement au piclorame en pastilles (moyenne de 10.42 $kg \cdot ha^{-1}$). Un orage survenu après le traitement, soit les 6 et 7 février, a donné une concentration de piclorame dans le premier échantillon d'eau recueilli le 8 février de 370 $\mu g \cdot L^{-1}$. Par la suite, cette concentration a baissé graduellement pour atteindre 31 $\mu g \cdot L^{-1}$, 18 jours plus tard. Du 15 avril au 3 septembre, les concentrations mesurées dans les eaux de ruissellement étaient sous le seuil de détection ou le dépassaient, allant jusqu'à un maximum de 8 $\mu g \cdot L^{-1}$. Il n'y avait pas de piclorame en quantité détectable dans l'échantillon d'eau prélevé le 25 mars 1966, soit 15 mois après le premier traitement. D'après les données de surveillance, les chercheurs ont estimé que 3.5 % du piclorame de traitement du bassin hydrographique a atteint le cours d'eau.

En Colombie-Britannique, Wilson et Wan (1975) ont étudié sur le terrain l'éventuelle contamination des cours d'eau traversant le terrain d'emprise de lignes électriques traité par des applications aériennes de piclorame. Dans l'un des ruisseaux étudiés, il n'y a pas eu de piclorame en quantités détectables (le seuil de détection n'est pas précisé) parce qu'on avait délimité une zone tampon de 45 m de chaque côté. Pour cette étude, on a pulvérisé du sel de triisopropylammonium du piclorame (2.1 $kg \cdot ha^{-1}$) au moyen d'un hélicoptère survolant le terrain à une altitude de 23 à 38 m et à une vitesse de 48 $km \cdot ha^{-1}$. Au Québec, après application aérienne et au sol dans des emprises de lignes électriques, on a retrouvé le piclorame dans les eaux de surface et du sol des emprises et des terrains adjacents, dans un rayon de 100 m (Varfalvy et Seguin, 1987). Dans les échantillons d'eau recueillis durant la saison où le traitement a été fait, la concentration moyenne de piclorame variait entre 5.6 et 181 $\mu g \cdot L^{-1}$. La valeur maximale (1160 $\mu g \cdot L^{-1}$) a été mesurée au cours de la première semaine suivant l'application aérienne de Tordon^{R}10K en pulvérisation, dans une mare située à l'intérieur des limites de l'emprise. Dans un ruisseau coulant à 30 m des limites du secteur traité, on a mesuré une concentration de piclorame de 190 $\mu g \cdot L^{-1}$. On a aussi fait un traitement au sol par pulvérisation de Tordon^{R}101 sur le feuillage : dans un lac situé à 12 m des limites de l'emprise, la concentration de piclorame était de 3.7 $\mu g \cdot L^{-1}$ après quatre semaines, et de 7.6 $\mu g \cdot L^{-1}$ après huit semaines. Dans les eaux souterraines du voisinage immédiat de l'emprise traitée, on a mesuré une concentration maximale de piclorame de 104 $\mu g \cdot L^{-1}$, huit semaines après le traitement. Cette valeur n'est pas jugée anormale étant donné que la surface libre est élevée dans le secteur et que le sol est sableux (Varfalvy et Seguin, 1987). On a signalé au Québec deux autres cas de contamination des eaux souterraines (à des concentrations de 1 à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$) après application de piclorame (Villeneuve et coll., 1985).

Au Montana, dans le haut d'un bassin hydrographique montagneux situé en terrain granitique, on a fait un traitement au sol en bordure des routes par pulvérisation de piclorame sur la végétation (1.12 $kg \cdot ha^{-1}$) : on n'a trouvé aucun résidu détectable (c.-à-d. >0.5 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans un ruisseau adjacent situé à une distance moyenne de 33.5 m de la route (Watson et coll., 1989).

Dans le rapport détaillé NAQUADAT de la banque nationale de données sur la

qualité des eaux (Environnement Canada, 1983), le piclorame figure dans la liste des pesticides surveillés dans les eaux de surface de 25 secteurs sélectionnés dans l'ouest du Canada. Sa concentration est de 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$ mesurée en mars 1985 dans les eaux de la rivière Saskatchewan, au sud d'Empress en Alberta. La période étudiée allait d'avril 1974 à janvier 1987, mais étant donné qu'on a changé la méthode de dosage entre février et mai 1985 et que le seuil de détection est passé de 0.2 à 0.05 $\mu g \cdot L^{-1}$, la présence de piclorame dans les eaux de cette rivière avant mars 1985 demeurait une possibilité.

L'annexe B donne un sommaire des études portant sur le piclorame dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines au Canada. En outre, Steichen et coll. (1988) ont trouvé du piclorame dans un seul des 103 puits d'exploitation agricole où ils ont prélevé des échantillons au Kansas. La concentration de piclorame dans l'eau de ce puits était de 5.6 $\mu g \cdot L^{-1}$ lors du premier échantillonnage; elle était passé à 3.3 $\mu g \cdot L^{-1}$ six mois plus tard (seuil de détection de 0.40 $\mu g \cdot L^{-1}$). On a analysé l'eau de 188 puits et de trois rivières dans dix comtés du Dakota du Nord : on a trouvé du piclorame dans l'eau de six puits et de deux rivières dans cinq comtés. Les concentrations mesurées variaient de <0.1 à 12.8 $\mu g \cdot L^{-1}$ (puits) et de <0.1 à 6 $\mu g \cdot L^{-1}$ (rivières). Dans tous les secteurs contaminés, il s'était fait des traitements à l'herbicide contre l'euphorbe ésule (Euphorbia esula). Du piclorame avait été déversé ou appliqué sans discernement près de tous les puits contaminés sauf un et il semble que la concentration la plus élevée (12.8 $\mu g \cdot L^{-1}$) s'explique par le déversement accidentel de piclorame qui s'est produit deux ans plus tôt alors qu'on remplissait les pulvérisateurs (Lym et Messersmith, 1988).

Des échantillons de dix poissons prélevés dans le lac Primrose, en Saskatchewan, en 1983 et 1984 ne contenaient pas de piclorame détectable (seuil de détection de 5 $\mu g \cdot kg^{-1}$) dans les muscles dorsaux du doré Stizostedion vitreum (1983), ou du corégone Coregonus clupeaformis (1984) (Waite et coll., 1986).

Devenir, persistance et dégradation dans le milieu

Sol

Les herbicides à base de piclorame s'appliquent au moyen d'équipement de traitement utilisé au sol ou aéroporté. La pulvérisation du feuillage se fait habituellement en période de croissance active. On peut aussi pulvériser le produit sur l'écorce des arbres. Les préparations en granules peuvent s'appliquer sur les racines des plantes à éliminer durant la saison de croissance normale et lorsqu'on prévoit de la pluie peu de temps après le traitement (Thomson, 1979).

Le piclorame est rapidement absorbé par les racines des plantes et, dans une moindre mesure, par le feuillage. Le piclorame qui n'est pas absorbé peut s'infiltrer dans le sol, en raison de sa solubilité, ou s'étendre dans le plan horizontal si le sol a peu de pouvoir d'adsorption. La teneur en matières organiques est le facteur déterminant du degré d'adsorption. Grover (1977) a constaté qu'il existe une relation inverse entre l'adsorption et la mobilité dans cinq sols de la Prairie canadienne. L'adsorption était liée dans une mesure significative à la teneur du sol en matières organiques.

C'est dans les sols sableux à texture légère et à faible teneur en matières organiques que le piclorame pénètre le plus. En Ohio, on a appliqué du piclorame à une concentration pouvant atteindre 4.48 $kg \cdot ha^{-1}$ à un sol d'argile limoneuse et de limon loameux : très peu du produit avait migré au-delà de 45 cm, neuf mois après le traitement (Herr et coll., 1966). Dans un loam limoneux et sableux, l'herbicide a traversé la couche supérieure du sol de 60 cm

d'épaisseur et c'est dans les couches les plus profondes qu'on a mesuré les concentrations de résidus les plus élevées au bout de neuf mois. On a constaté que le piclorame persiste le plus longtemps dans les sols lourds à teneur élevée en matières organiques. De même, il pénètre davantage dans le loam sableux (teneur en matières organiques de 1.8 %) que dans le loam argileux et limoneux (teneur moyenne en matières organiques d'environ 4 %) d'après une étude réalisée au Nebraska (Scifres, Halm, et coll., 1969).

Quel que soit le type de sol, l'adsorption et la mobilité caractérisant le piclorame dépendent de la vitesse moyenne de l'eau interstitielle, de la densité apparente du sol et de la taille des agrégats (Davidson et Chang, 1972). En plus de l'adsorption, la résistance à l'infiltration du piclorame dans certains types de sol peut être due à la rétention de l'herbicide dans les micropores (Rao et coll., 1974) ou à la diffusion du produit depuis les pores de pénétration dans le sol aux micropores adjacents (Ping et coll., 1975).

La nature de la préparation peut aussi influer sur le déplacement du piclorame. On constate que dans les colonnes de sol, le piclorame est plus mobile sous forme de sel de potassium que sous forme de sel de triisopropanolammonium (Ghassemi et coll., 1981). Sirons et coll. (1977) ont découvert que le sel de triisopropanolammonium est très mobile dans le plan vertical. La quantité de produit appliquée et l'abondance des pluies ont aussi une influence importante sur le déplacement du piclorame et ce, même dans les sols où il est fortement adsorbé (Grover, 1967; Keys et Friesen, 1968; Scifres et coll., 1971; Hunter et Stobbe, 1972).

Bovey et coll. (1975) ont étudié la persistance et le déplacement du piclorame dans des sols argileux et dans la végétation ainsi que la présence de ce produit dans les eaux du sol après en avoir appliqué dans un bassin hydrographique et à la surface du sol au-dessus d'un lysimètre au Texas. Le traitement a commencé le 4 mai 1970 et a consisté en quatre applications bisannuelles d'un mélange 1/1 de sels de triéthylammonium de 2,4,5-T et de piclorame (2.24 $kg \cdot ha^{-1}$), suivies d'une application unique du même mélange (1.12 $kg \cdot ha^{-1}$). L'eau du sol s'écoulait à une profondeur d'environ 1.5 à 3 m sous la surface. On a mesuré la concentration de piclorame maximale, d'une valeur de 162 $\mu g \cdot kg^{-1}$, dans la couche supérieure du sol de 15 cm d'épaisseur, le dernier jour (8 octobre 1971) où le produit était appliqué (2.24 $kg \cdot ha^{-1}$). Selon les chercheurs, la concentration de piclorame dans le sol n'était pas élevée parce que le produit pulvérisé a été retenu sur la couche dense que formaient les herbes. Au bout de 191 jours, cette concentration a baissé sous les seuils de détection (les seuils de détection ne sont pas précisés). Dans les herbes qui poussaient dans le secteur étudié, la concentration de piclorame maximale était de 70 265 $\mu g \cdot kg^{-1}$ après le traitement du 8 octobre 1971, mais, elle avait encore baissé sous les seuils de détection après 191 jours. Il semble donc que le piclorame n'ait pas tendance à s'accumuler dans le sol ou dans la végétation même après plusieurs applications. Habituellement, les eaux du sol ne contenaient pas de piclorame en quantité détectable, même si le bassin reçoit cinq traitements à la dose relativement élevée du régime; on a trouvé du piclorame à l'état de traces ($<0.1 \mu g \cdot L^{-1}$) dans seulement quelques-uns des échantillons prélevés par des puits d'observation dans les secteurs traités et non traités du bassin hydrographique. La concentration maximale de piclorame dans l'eau du lysimètre était de 4 $\mu g \cdot L^{-1}$. D'après les chercheurs, si les concentrations mesurées dans les diverses couches du profil pédologique étaient basses et ce, plus particulièrement dans les horizons inférieurs, c'est parce que la quantité d'herbicide pouvant s'infiltrer dans le sol et contaminer les eaux souterraines était limitée.

Les sols à forte teneur en matières organiques peuvent adsorber et retenir des quantités considérables de piclorame, ce qui peut être nuisible à la culture pendant les années qui suivent l'application. En général, l'adsorption est d'autant plus importante que le pH est bas; par ailleurs, elle est beaucoup moindre dans les sols neutres et alcalins. Dans les sols argileux, le piclorame est très fortement adsorbé en raison de la présence d'oxydes d'aluminium et de fer (Norris, 1970; Grover, 1971; Biggar et Cheung, 1973; Davis et Ingebo, 1973; Farmer et Aochi, 1974). Il semble en outre que l'adsorption et la fixation du piclorame sur la matière organique, avec formation de résidus non extractibles, augmentent en fonction du temps (Evans et Norris, 1986). Néanmoins, le piclorame ne persiste habituellement pas dans le sol et, dès lors ne s'y accumule pas, même après des applications répétées. Le piclorame a été appliqué jusqu'à 350 $kg \cdot ha^{-1}$ tous les deux ans pendant une période de sept années : il ne s'en est pas accumulé dans la couche supérieure du sol de 50 cm d'épaisseur (Sirons et coll., 1977); 36 mois après la pulvérisation, rien n'a été détecté. En Arizona, Davis et Ingebo (1977) ont traité des massifs de broussailles par une application unique de piclorame (environ 17.4-20.8 $kg \cdot ha^{-1}$); ils ont mesuré une concentration de 1.0 $\mu g \cdot kg^{-1}$ dans la couche supérieure du sol de 15 cm d'épaisseur, 6.6 ans après le traitement. Au Royaume-Uni, on a constaté après application de piclorame (0.28 $kg \cdot ha^{-1}$) à du ryegrass dans un terrain de loam sableux que l'herbicide a une demi-vie dans le sol de moins deux semaines (Fryer et coll., 1979). Le piclorame appliqué (1.68 $kg \cdot ha^{-1}$) a une demi-vie d'un peu plus de deux semaines. Les chercheurs qui ont fait cette étude ont aussi constaté qu'environ un an après chacun des traitements, entre 2 % et 6 % du piclorame appliqué était récupérable. En outre, il ne s'en est pas accumulé, mais après une période initiale de dispersion rapide, le produit restant n'est disparu que lentement. En Australie, dans un terrain argileux montmorillonitique, le piclorame appliqué (23.3 à 1890 $g \cdot ha^{-1}$), n'a pas pénétré dans le sol au-delà de la couche supérieure du sol de 30 cm d'épaisseur après 28.4 mois (Marley, 1980). Lorsqu'on en a appliqué 23.3 $g \cdot ha^{-1}$ et 70 $g \cdot ha^{-1}$, il en est resté moins de 10 % dans le sol après 7.4 mois.

La dégradation microbienne est l'un des principaux modes de décomposition du piclorame dans le sol (Mullison, 1985). Il semble que les voies de décomposition chimique dans les sols soient relativement peu importantes (Ghassemi et coll., 1981). Bien que la décomposition microbienne s'accélère lorsque les conditions sont propices à la croissance microbienne, la quantité totale de piclorame qui se décompose jusqu'à la formation de CO_2 est relativement limitée, ce qui peut signifier que l'anneau pyridinique n'est pas clivé durant le processus. Il semble que le piclorame ne soit pas la seule source microbienne de carbone et que la décomposition microbienne, quel que soit le processus mis en jeu, soit une activité co-métabolique faisant intervenir d'autres substrats carbonés microbiens (Grover, 1967; Youngson et coll., 1967; Naik et coll., 1972; Foy, 1976). Il y a une relation inverse entre la dégradation du piclorame dans le sol et sa concentration. En effet, plus la concentration de piclorame est élevée, plus sa dégradation décroît (Mullison, 1985; Herr et coll., 1966). La dégradation biologique peut être le principal processus par lequel le piclorame disparaît du sol, et sa vitesse augmente dans les sols chauds et humides à forte teneur en matières organiques où l'activité microbienne est intense, tandis que dans les sols frais et secs, le piclorame persiste plus longtemps (U.S. Department of Agriculture, 1984; Davis et Ingebo, 1973; Hamaker et coll., 1967).

Selon Davis et Ingebo (1973), en conditions d'application pratiques (c.-à-d., 0.1 à 3.3 $kg \cdot ha^{-1}$), la dégradation du piclorame se ferait suivant

une cinétique d'ordre 0.5 à 1. On a déterminé la vitesse de dégradation du piclorame suivant une cinétique d'ordre 0.5 dans 18 États américains ainsi que dans deux provinces canadiennes; cette vitesse va de 2.9 à 7.4 $g \cdot ha^{-1}$ par mois et est en corrélation avec la température (CNRC, 1974). La constante d'ordre 0.5 est de 5.3 $g \cdot ha^{-1}$ par mois dans le cas de l'Alberta et de 2.9 $g \cdot ha^{-1}$ par mois dans le cas de la Saskatchewan (CNRC, 1974; Hamaker et coll., 1967). D'autres chercheurs ont mesuré la vitesse de dégradation du piclorame : les micro-organismes des racines des plantes décomposeraient 4 % du produit en 15 jours (Meikle et coll., 1966), tandis que divers types de bactéries et de champignons, exposés à 1 $mg \cdot L^{-1}$, décomposeraient une proportion de 0.24 % à 1.21 % en 63 jours (Youngson et coll., 1967).

Getzendaner et coll. (1969) ont constaté que la concentration de piclorame dans les plantes herbacées baisse très rapidement. Après une première application de piclorame (1.12 $kg \cdot ha^{-1}$), la concentration de résidus sur les plantes herbacées était d'environ 200 $mg \cdot kg^{-1}$ au moment du traitement, alors que la concentration moyenne de résidus dans les tissus des plantes était de 150 $mg \cdot kg^{-1}$; au bout de deux semaines, cette dernière avait baissé à 50 $mg \cdot kg^{-1}$. Après un an, les plantes contenaient peu de résidus en quantité détectable (maximum de 12 $mg \cdot kg^{-1}$). Dans une étude semblable (Scifres, Halm, et Merkle, 1971) menée au Texas, la concentration de piclorame sur les plantes herbacées était d'environ 25 $mg \cdot kg^{-1}$ immédiatement après application de 0.28 $kg \cdot ha^{-1}$. Le piclorame est rapidement disparu et, généralement, on en a détecté <1 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les tissus des plantes de 30 à 60 jours après le traitement. La concentration de résidus dans les tissus végétaux avait diminué de 99 %, 72 jours après le traitement. Dans cette étude, la qualité de piclorame détectée avait aussi baissé de 93 % dans les plantes herbacées latifoliées, 30 jours après le traitement.

La photodécomposition, qui semble mettre en jeu le clivage de l'anneau pyridinique, est une importante voie de dégradation du piclorame à la surface des plantes ou du sol. Environ 20 % d'une solution de piclorame sous forme acide ayant une concentration de 4.8 $g \cdot L^{-1}$ s'est décomposée après 48 h d'exposition aux UV (253.7 nm) en laboratoire (Hall et coll., 1968). Toutefois, comme le spectre d'émission de la lumière solaire naturelle se situe approximativement entre 290 et 750 nm, on peut douter de l'intérêt de cette donnée au point de vue environnemental. Par ailleurs, on a constaté que l'ester isooctylique du piclorame se dégrade plus rapidement (décomposition de 96 %) que le sel de potassium (décomposition de 26 %) après exposition de 72 h aux UV (300 à 380 nm) dans la terre humide et la terre sèche en boîtes de Petri dans des conditions de laboratoire (Bovey et coll., 1970). Avec le sel de sodium du piclorame en solution aqueuse (502 $mg \cdot L^{-1}$), la décomposition photolytique est de 30.7 % après 25 h et de 60.5 % après 34 h dans des cellules de quartz cylindriques exposées aux UV (300 à 380 nm) à 30 °C (Mosier et Guenzi, 1973). Toutefois, à la lumière solaire naturelle, la photodécomposition du piclorame est plus lente et plus variable que sous l'action des UV en laboratoire (Bovey et coll., 1970; Norris et Morre, 1970; Bovey et Scifres, 1971; Mosier et Guenzi, 1973). Dans une autre expérience, on a étalé du piclorame sur une surface de verre, le produit s'est dégradé dans une proportion de 60 % en 48 h sous l'action d'UV de courte longueur d'onde (155 $\mu W \cdot cm^{-2}$), mais sous l'action de la lumière naturelle, la dégradation est de 35 % seulement durant la même période (Merkle et coll., 1967). Du piclorame étalé sur une surface de verre et exposé pendant une semaine à la même lumière UV (la longueur d'onde n'est pas précisée) s'est dégradé à 90 %, alors qu'à la lumière solaire naturelle il ne s'est dégradé qu'à 65 %. Enfin, on a pulvérisé du Tordon^{R}22K soit 0.28 $kg \cdot ha^{-1}$ sur la végétation d'un champ abandonné, une semaine après le

traitement, 44.7 % du piclorame avait disparu, ce qu'on a attribué à la photodécomposition (Watson et coll., 1989).

Comme le piclorame et les diverses préparations qu'on en fait se caractérisent par une faible pression de vapeur, il est peu probable que la volatilisation soit un processus important dans la disparition de ces produits du sol. On a pu aussi le voir dans des expériences en laboratoire où l'on a constaté que <5 % du piclorame appliqué (sous forme de sel de potassium) disparaissait des boîtes de Petri ouvertes conservées entre 55 et 60 °C pendant plus d'une semaine (CNRC, 1974). Le piclorame ne semble pas se dégrader par un processus chimique anaérobie non biologique (Hance, 1967, 1969).

Le piclorame, qui a la structure générale d'un acide pyridine-2-carboxylique, est un chélateur d'ions métalliques. Il a de fortes interactions avec le Fe(II) et le Ni(II) dans le même genre de conditions que celles des sols et des aquifères. Michaud et Hoggard (1988) interprètent la formation d'un complexe avec le Fe(II) comme étant l'un des mécanismes possibles par lesquels le piclorame serait éliminé des eaux souterraines.

Eaux et sédiments

La mobilité du piclorame dans les sédiments n'a pas été étudiée comme telle, mais on a signalé que ce produit n'est pas très fortement adsorbé dans les solutions diluées préparées avec des matières organiques extraites d'un sol ou de sédiments naturels (Muir, 1990). D'après les résultats d'études faites en laboratoire, la photolyse est le principal mécanisme de dégradation du piclorame dans l'eau (Hall et coll., 1968; Haas et coll., 1971; Mosier et Guenzi, 1973; Ghassemi et coll., 1981). On fait état d'une demi-vie photolytique variant de 5 à 60 jours en récipients de 2.5 cm et 3.6 cm de profondeur respectivement. Avec des solutions circulant jusqu'à une profondeur de 3.64 m et contenant jusqu'à 100 $mg \cdot L^{-1}$ de piclorame, la cinétique de dégradation est du pseudo-ordre 1 à la lumière solaire naturelle (Hedlund et Youngson, 1972). Dans des lieux très ensoleillés, on a constaté que le piclorame se décompose rapidement dans de l'eau distillée, sa demi-vie étant de 6 à 8 jours. Sauf dans les solutions les plus concentrées (p. ex., 2500 $mg \cdot L^{-1}$), le piclorame s'est décomposé à 90 % après exposition de 30 jours. La vitesse de la photodécomposition du piclorame dans l'eau est proportionnelle à l'intensité de la lumière et à la profondeur de liquide, mais elle est indépendante de la concentration initiale (Hedlund et Youngson, 1972).

La photolyse du piclorame met en jeu un mécanisme ionique aboutissant à la production d'ions chlorure. La vitesse de la photolyse augmente en fonction de la concentration d'ions de la solution. Les radicaux d'oxygène libres concourent aussi au processus de décomposition. Ces mécanismes donnent toutefois des produits de décomposition différents; le processus mettant en jeu des radicaux libres donne probablement des produits d'oxydation. On ignore quel produit donne le processus ionique (Mosier et Guenzi, 1973).

Dans des expériences réalisées sur le terrain en zone semi-aride, dans le centre de l'Arizona, on a exposé des bocaux de verre contenant du piclorame pendant 8.8 h à la lumière solaire naturelle : 57 % du piclorame s'est décomposé par photolyse (Johnsen et Warskow, 1980). Par la suite, on s'est intéressé à l'influence de l'altitude sur la perte du piclorame à la lumière solaire (Johnsen et Martin, 1983). De l'eau contenant du piclorame a été exposée à la lumière solaire dans le sud de l'Arizona (altitude de 700 à 2800 m) : après 14 h d'exposition, de 50 à 80 % du piclorame était disparu et, après 56 h, la proportion avait atteint 95 % ou plus. Enfin, Woodburn et coll. (1989) ont étudié la photolyse à 25 °C

de piclorame à anneau marqué dans de l'eau stérile tamponnée (pH 7) et de l'eau naturelle prélevée dans un écosystème forestier. Les échantillons d'eau, conservés dans des flacons en quartz de 750 mL, ont été placés sous 8 lampes à vapeur de mercure enduites de phosphore (290 à 320 nm) pendant 24 h, exposition qui, selon les chercheurs, équivaut à une journée d'ensoleillement au milieu de l'été à 40 ° de latitude N. La demi-vie du piclorame dans ces conditions, lorsqu'on la calcule suivant une cinétique d'ordre 1, est de 2.7 jours dans l'eau stérile et de 2.5 jours dans l'eau naturelle. Les deux principaux produits de photolyse sont des acides organiques à faible masse moléculaire, ce qui signifie qu'en solution aqueuse le piclorame subit une déchloration photolytique avec clivage de l'anneau pyridinique.

L'hydrolyse du piclorame dans l'eau est négligeable car on a signalé qu'il reste stable à 10 °C et 25 °C pendant une période pouvant atteindre 15 mois dans les eaux souterraines (Weidner, 1974) ainsi que dans les échantillons témoins gardés à l'obscurité durant les expériences de photolyse. De même, il est peu probable que le piclorame en solution aqueuse se volatilise lorsque le pH est proche du point de neutralité, car il est alors à l'état d'anion (Muir, 1990). On n'a observé aucun signe de volatilisation du piclorame dans des eaux de surface naturelles gardées dans des béchers découverts (Johnsen et Warskov, 1980).

ANALYSE

Sources d'approvisionnement en eau potable

Recommandation

La concentration maximale admissible provisoire (CMAP) de piclorame dans l'eau potable est de 190 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada, 1987). Cette concentration a été déterminée d'après la valeur négligeable de l'adsorption quotidienne (0.02 $mg \cdot kg^{-1}$ par jour) établie par une étude de deux ans portant sur des rats chez lesquels on a mesuré l'augmentation de la mortalité, le changement du poids des organes et la baisse d'activité. Le sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable de Santé et Bien-être social Canada (G. Wood, 1988, Santé et Bien-être social Canada, comm. pers.) examine actuellement cette CMAP.

Concentrations

L'annexe B présente les données recueillies au Canada sur la concentration de piclorame dans l'eau potable traitée et non traitée. On n'a pas trouvé de piclorame dans l'eau potable traitée. Dans une région du Nouveau-Brunswick, sur 12 échantillons d'eau souterraine analysés, cinq étaient contaminés, ce qui représente une proportion de presque 50 % (Franklin, 1985). De 1969 à 1978, Frank et coll. (1979) ont étudié l'eau des puits de 237 exploitations agricoles de l'Ontario où la contamination à l'herbicide était avérée ou présumée. On a trouvé du piclorame dans l'eau de six puits, à une concentration allant de 0.1 à 100 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les chercheurs ont constaté que l'herbicide s'était retrouvé dans l'eau des puits par suite de la dérive du produit durant une pulvérisation ou qu'il avait été emporté dans les eaux de ruissellement durant un orage ou encore qu'il s'y était infiltré par voie souterraine. On a siphonné par un puits foncé de 5 m de profondeur environ 1 L d'une solution de piclorame à 1 %. Après 706 jours, il y avait encore du piclorame dans ce puits (0.08 $\mu g \cdot L^{-1}$) malgré les mesures de décontamination mises en oeuvre. Un autre puits, également contaminé au piclorame, a été abandonné 3 ans après la contamination. Selon les chercheurs, le piclorame est un contaminant particulièrement persistant dans les puits. Ces cas de contamination sont toutefois dus à un usage mal avisé de l'herbicide aux environs des puits.

Décontamination par traitement de l'eau

Aucun renseignement n'est fourni sur les procédés qui pourraient servir à décontaminer l'eau contenant du piclorame (U.S. EPA, 1987).

Vie aquatique d'eau douce

Bioaccumulation

Étant donné la solubilité et les autres propriétés chimiques du piclorame et des sels qui en dérivent, l'adsorption et l'accumulation de ces composés ne devraient pas être importantes dans les tissus à composante lipidique des organismes aquatiques. Généralement, on donne des facteurs de bioconcentration d'une valeur de 1 ou moins pour le piclorame dans les tissus des organismes aquatiques, (Hardy, 1966; Youngson et Meikle, 1972). Ainsi, à l'équilibre la piclorame est éliminé de l'organisme à la même vitesse que celle à laquelle il est absorbé et il n'est pas rapidement assimilé aux chaînes alimentaires aquatiques (c.-à-d. qu'il n'y a pas de bioamplification) (Lynn, 1965; Hardy 1966).

Toxicité pour les organismes aquatiques

Toxicité létale aiguë

Les annexes C et D présentent un sommaire des données recueillies sur la toxicité du piclorame en milieu aquatique. L'examen de ces données montre des différences notables entre les valeurs de la CL_{50} de 24 h de Lynn (1965) et de Kenaga (1969), valeurs qu'ils ont pourtant déterminées en se servant de poissons de la même espèce exposés à du Tordon^{R}22K. Or, les valeurs de Lynn (1965) sont beaucoup plus élevées parce qu'elles sont exprimées en fonction de la concentration de la préparation utilisée, tandis que celles de Kenaga (1969) sont exprimées en équivalents d'acide. La préparation de Tordon^{R}22K que Lynn (1965) a employée correspond à seulement 21.5 % d'équivalents d'acide de piclorame. Lorsqu'on fait la conversion, les valeurs de Lynn (1965) deviennent semblables à celles de Kenaga (1969). Par ailleurs, les données de Weimer et coll. (1967) n'ont pas été présentées, car ces chercheurs se sont servis de Tordon^{R}101, mélange de piclorame et de 2,4-D. Ces données ont d'abord été fournies par Lynn (1965).

Dans un recueil de données publiées et inédites (Mayes et Oliver, 1985) portant sur le piclorame, on exprime la toxicité en équivalents d'acide (éa). D'après les données fournies, l'ester isooctylique du piclorame est la préparation la plus toxique pour la truite arc-en-ciel Salmo gairdneri (CL_{50} de 96 h = 4.0 $mg \cdot L^{-1}$ selon Johnson et Finley, 1980). Dans le cas du cyprin doré Carassius auratus, la toxicité de l'acide carboxylique et de l'ester isooctylique sont semblables (CL_{50} de 96 h de 14 à 32 $\mu g \cdot L^{-1}$ éa et de 10.4 $\mu g \cdot L^{-1}$ éa respectivement) (Kenaga, 1969). Il se peut que la préparation d'ester de piclorame soit plus toxique pour S. gairdneri à cause de la présence dans le mélange de 2-(3,4,5,6-tétrachloro-2-pyridyl)-guanidine, une impureté de plus grande toxicité (Sargent et coll., 1971), mais il a été impossible de trouver des renseignements plus complets sur la toxicité de ce contaminant. En général, les salmonidés et la barbue de rivière Ictalurus punctatus sont les poissons les plus sensibles aux effets toxiques du piclorame, quelle que soit la préparation utilisée. Les CL_{50} de 96 h que Mayer et Ellersieck (1986) fournissent pour diverses espèces de salmonidés donnent les moyennes suivantes : touladi Salvelinus namaycush, 3.9 $mg \cdot L^{-1}$; truite fardée Salmo clarki, 5.0 $mg \cdot L^{-1}$; truite arc-en-ciel S. gairdneri, 8.8 $mg \cdot L^{-1}$. Pour la barbue de rivière I. punctatus, la valeur moyenne de la CL_{50} de 96 h est de 10 $mg \cdot L^{-1}$. Par contre pour le crapet arlequin Lepomis macrochirus, elle était de 23.3 $mg \cdot L^{-1}$.

Il y a beaucoup moins de renseignements sur la toxicité aiguë du piclorame pour les invertébrés. On a mesuré des CL_{50} de 24 h allant de 20 $mg \cdot L^{-1}$, pour

l'amphipode Gammarus pseudolimnaeus, à 140 $mg \cdot L^{-1}$ pour la nymphe du plécoptère Pteronarcys californica (Mayer et Ellersieck, 1986). Pour déterminer ces deux valeurs, on a exposé les organismes à du piclorame sous forme acide dans une préparation comportant plus de 90 % de matière active. Chez les daphnies, la CL_{50} de 48 h du piclorame >90 % ma) sous forme acide va de 50.7 à 76.0 $mg \cdot L^{-1}$, valeurs qui s'appliquent à des Daphnia magna du premier stade larvaire (Mayes et Dill, 1984; Mayer et Ellersieck, 1986). Par ailleurs, même si les données dont on dispose sont limitées, il semble que l'amphipode G. pseudolimnaeus soit l'invertébré le plus vulnérable; en effet, pour cet organisme, la CL_{50} de 96 h du piclorame sous forme acide est de 16.5 $mg \cdot L^{-1}$ (Mayer et Ellersieck, 1986). Il semble que l'invertébré le moins vulnérable soit la nymphe du plécoptère P. californica, pour laquelle la CL_{50} de 96 h du piclorame sous la forme acide est de 48 $mg \cdot L^{-1}$ (Johnson et Finley, 1980). La CL_{50} des produits préparés renfermant une plus faible proportion de piclorame sous forme de sel de potassium donne des valeurs létales médianes plus élevées.

Les données qu'on possède sur la toxicité aiguë du piclorame pour les algues sont maigres : on n'a que la CE_{50} de 24 h de 115 $mg \cdot L^{-1}$ pour Selenastrum capricornutum, déterminée d'après l'évolution de l'oxygène; cette valeur a été publiée dans le cadre de la présentation d'une méthode de sélection (Trubak et coll., 1986). On a constaté que des doses de piclorame atteignant 240 $mg \cdot L^{-1}$ n'influent ni sur la croissance ni sur le développement (évalués d'après le nombre de cellules et le changement de la densité optique) de diverses espèces d'algues d'eau douce et marines (les espèces ne sont pas précisées) ni non plus sur la fixation du carbone (Elder et coll., 1970). Selon Elder et coll. (1970), il semble que l'utilisation normale d'herbicides contenant du piclorame ne comporte pas de danger pour les populations d'algues pouvant être contaminées par les eaux de ruissellement ou par une voie indirecte. Les données de Walsh (1972) sur la toxicité mesurée chez les algues ne sont pas présentées à l'annexe C car elles se rapportent à des expériences réalisées avec un mélange de piclorame et de 2,4-D.

Kratky et Warren (1971) ont observé une inhibition <50 % de la croissance cellulaire chez Chlorella cultivée dans une solution de substances nutritives (valeur réelle de l'inhibition n'est pas précisée) après exposition de 18 h et de 36 h à des concentrations de piclorame de 1 ou 10 $mg \cdot L^{-1}$. Dans une expérience basée sur la diffusion en gélose à partir de rondelles de papier visant à évaluer la sensibilité des algues aux herbicides, on a constaté que dans des géloses ensemencées de Chlorella, la croissance des algues n'est pas inhibée hors des limites de la rondelle de papier imbibée de piclorame à une concentration de 1000 $mg \cdot L^{-1}$ (Thomas et coll., 1973).

Toxicité chronique et réactions sous-létales

On a fait en 8 jours une étude de toxicité en écoulement continu en utilisant des truites arc-en-ciel S. gairdneri de 90 jours; les mesures ont donné une CL_{50} de 192 h de 14 $mg \cdot L^{-1}$ et une dose sans effet observable (DSEO) de 6.9 $mg \cdot L^{-1}$. Dans d'autres expériences réalisées en 70 jours environ et portant sur des poissons embryonnaires et larvaires de la même espèce, la DSEO était de 0.55 $mg \cdot L^{-1}$ et la concentration maximale admissible (CMA) de 0.70 $mg \cdot L^{-1}$ (Mayes et coll., 1987).

Woodward (1979) a simulé les effets du piclorame en exposition intermittente chez la truite fardée S. clarki de trois jours. L'expérience consiste à injecter lentement dans les bassins à écoulement continu du piclorame de qualité technique (90 % ma) de façon qu'en 48 h la concentration augmente graduellement jusqu'à une valeur déterminée d'avance. À ce point, l'injection est arrêtée et on laisse baisser la concentration pen-

dant cinq jours avant de faire une seconde injection. À chaque injection, on réduit la concentration de piclorame de 50 % pour reproduire la baisse qui se produit à la longue dans les eaux de ruissellement. On a étudié cinq régimes d'exposition avec une concentration de piclorame initiale différente, soit 7.90, 3.20, 1.60, 0.790 et 0.290 $mg \cdot L^{-1}$. Chacun de ces régimes a été appliqué au même groupe de poissons à quatre reprises. Bien que l'exposition au piclorame ait cessé au jour 24, on a continué les observations jusqu'au jour 60 pour vérifier les effets latents possibles sur la survie et la croissance des poissons. La concentration la plus basse à laquelle on a observé des effets délétères était de 0.790 $mg \cdot L^{-1}$ à la première exposition; elle a baissé à 0.076 $mg \cdot L^{-1}$ à la quatrième exposition. La survie des alevins traités au régime de 0.790 $mg \cdot L^{-1}$ n'a pas différé tellement de celle des témoins (92 % et 84 % respectivement), mais leur croissance jusqu'au jour 60 a été bien ralentie (baisse pondérale de 26 %). Il n'y avait pas de différences de développement, de croissance ou de survie entre les poissons exposés suivant le régime de 0.290 $mg \cdot L^{-1}$ et les poissons témoins (Woodward, 1979). Holdway et Dixon (1986a) recommandent ce genre d'évaluation toxicologique (c.-à-d. exposition intermittente aux substances toxiques) pour l'élaboration des critères en matière de qualité des eaux.

Pour ce qui est de la toxicité chronique chez les invertébrés, on dispose des données suivantes : la CMA du piclorame sous forme acide (93.8 % ma) est de 14.6 $mg \cdot L^{-1}$ chez Daphnia magna exposée au piclorame pendant 21 jours (Gersich et coll., 1985).

La toxicité chronique pour les algues, a été mesurée en exposant pendant 10 à 14 jours des Chlorella à du piclorame sous forme acide ou de dérivé décarboxylé dans un système d'épreuves sur microplaques (annexe D). On a ainsi mesuré des CE_{50} >160 $mg \cdot L^{-1}$ (Baarschers et coll., 1938). On a constaté que le piclorame décarboxylé est plus toxique, les CE_{50} mesurées avec ce produit étant de 8 et 49 $mg \cdot L^{-1}$. La réduction du nombre de cellules était le critère employé dans ces épreuves. Enfin, avec du Tordon^{R}22K, on a mesuré chez Selenastrum capricornutum une CE_{50} de 44.8 $mg \cdot L^{-1}$ d'après la diminution de la biomasse cellulaire après exposition de 2 à 3 semaines (Turbak et coll., 1986).

D'après le CNRC (1974), la seule étude effectuée sur les macrophytes aquatiques a été réalisée par Dow Chemical. Dans cette étude, on a notamment exposé cinq espèces (on ne précise pas combien de spécimens de chaque espèce ont été employés) pendant 400 h à du piclorame à une concentration de 10 $mg \cdot L^{-1}$ dans les conditions de culture en serre (entre 21 °C et 27 °C). La seule espèce chez laquelle on a observé une réaction négative était une petite plante de rivage herbacée, Lysimachia nummularia, qui a subi des dommages importants (50 %). On ne donne aucun détail sur la nature des dommages en question ni sur la façon dont on les a mesurés. Dans une étude sur le terrain portant sur la contamination de plantes non cibles, on n'a observé aucun dommage manifeste dans les couches de macrophytes aquatiques poussant à proximité d'un point d'échantillonnage d'eau de surface où l'on a mesuré une concentration de piclorame de 1.15 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Waite et coll., 1986).

Recommandation

La base de données sur la toxicité du piclorame chez les vertébrés aquatiques réunit des renseignements sur 17 espèces de poissons obtenus par 240 études de toxicité aiguë (c.-à-d. exposition de 96 h ou moins) et 6 études de toxicité chronique. Parmi les 240 études de toxicité aiguë, 144 études ou 60 %, ont porté sur six salmonidés d'eau douce d'Amérique du Nord. Les autres études portaient sur huit espèces d'eau chaude nord-américaines et sur trois espèces d'eau douce tropicales couramment employées dans les études de toxicité. Sur

les six études de toxicité chronique, quatre portaient sur des espèces de salmonidés et deux sur des espèces tropicales. Dans l'une des quatre études de toxicité chronique portant sur des salmonidés, les poissons étaient au début de leur développement. Dans une autre étude, qui n'est pas comptée parmi celles qu'on vient de mentionner, on a exposé de façon intermittente des spécimens au début de leur développement pendant 192 h.

La base de données sur la toxicité du piclorame pour les invertébrés est constituée des résultats de 18 études de toxicité aiguë portant sur six espèces de six familles différentes. À cela s'ajoutent les résultats d'une étude de toxicité chronique de 21 jours portant sur Daphnia magna.

Enfin, la base de données sur la toxicité du piclorame pour les plantes aquatiques réunit des renseignements sur trois algues vertes communes, soit Selenastrum capricornutum et deux espèces de Chlorella. Les études portant sur S. capricornutum ont été réalisées pour évaluer la toxicité aiguë (exposition de 24 h) et chronique (14 à 21 jours). Les études portant sur les Chlorella ont été réalisés pour évaluer la toxicité chronique (10 à 14 jours).

Les données toxicologiques présentées ici suffisent, de par leur qualité et leur nombre, pour élaborer des recommandations sur la qualité de l'eau concernant le piclorame au Canada en vue de la protection de la vie aquatique d'eau douce. D'après les données toxicologiques recueillies sur le touladi Salvelinus namaycush, l'exposition au piclorame de qualité technique à une concentration de 35 $\mu g \cdot L^{-1}$ à partir du jour 10 avant l'éclosion, jusqu'au jour 60 après l'éclosion peut réduire la survie des alevins et inhiber dans une mesure significative leur croissance (Woodward, 1976). Mayes et coll. (1987) n'ont pas pu interpréter ces données en raison de l'insuffisance des mesures de la concentration de piclorame utilisée. Il semble que ces mesures se limitaient à la concentration la plus élevée de la série d'épreuves. L'équipe de Mayes n'a pas tenu compte de l'effet de la concentration de 35 $\mu g \cdot L^{-1}$ étant donné l'insuffisance de la base analytique.

Pour mesurer la dose sans effet observable de 0.29 $mg \cdot L^{-1}$ (Woodward, 1979), des spécimens au début de leur développement (trois jours après l'éclosion) ont été exposés par intermittence, c'est-à-dire que la concentration de piclorame était variable. La survie et la croissance servaient de critères pour déterminer la dose sans effet observable. La concentration supérieure à cette dose dont Woodward (1979) s'est servi était de 0.79 $mg \cdot L^{-1}$; elle a déterminé un important ralentissement de la croissance. De même, la concentration la plus faible produisant un effet dans l'étude de Mayes et coll. (1987) était de 0.88 $mg \cdot L^{-1}$. Ces deux travaux semblent très bien concorder pour ce qui est de la concentration produisant des effets délétères sur la croissance chez les jeunes poissons d'espèces sensibles au début de leur développement. Les doses sans effet mesurable mesurées dans ces travaux ne sont pas tout à fait les mêmes : dans l'étude de Woodward (1979), elle est de 0.29 $mg \cdot L^{-1}$, tandis que dans celle de Mayes et coll. (1987), elle est de 0.55 $mg \cdot L^{-1}$.

Dans les études scientifiques, la dose sans effet observable de 0.29 $mg \cdot L^{-1}$ (290 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Woodward, 1979) est la plus basse à avoir fait l'objet d'un contrôle de la qualité jugé suffisamment rigoureux. À l'exception de la concentration de 35 $\mu g \cdot L^{-1}$ dont Woodward (1976) fait état, la concentration de 290 $\mu g \cdot L^{-1}$ est inférieure à toutes les valeurs déterminant un effet chez des poissons, des invertébrés et des algues. Elle est aussi inférieure à la CMA de 14 600 $\mu g \cdot L^{-1}$ mesurée d'après les effets de l'exposition chronique de Daphnia magna (Gersich et coll., 1985), de même qu'à la CMA de 700 $\mu g \cdot L^{-1}$ déterminée d'après l'étude de l'exposition chronique de truites arc-en-ciel Salmo

gairdneri au début de leur développement (Mayes et coll., 1987).

Il est tout aussi important de constater que la dose sans effet observable de 290 $\mu g \cdot L^{-1}$ a été déterminée par l'étude de spécimens au début de leur développement exposés au piclorame par intermittence, ou à des concentrations variables. Les premiers stades du développement (c.-à-d., les stades embryonnaires et larvaires) sont la période la plus vulnérable à l'action des produits toxiques chez les vertébrés aquatiques (Woltering, 1984). L'exposition intermittente s'est révélée plus délétère et ce, dans une mesure significative, que l'exposition continue dans l'étude d'un autre pesticide (méthoxychlore) (Holdway et Dixon, 1985, 1986b).

Les données dont on dispose sur la toxicité aquatique ne sont pas conformes à une recommandation sur la qualité des eaux au Canada (CCMRE, 1987, Annexe IX). Pour adopter une recommandation complète, il faut trouver d'autres données sur la toxicité pour les invertébrés, comme par exemple des tests de toxicité chronique à point de virage non létal sur des espèces planctoniques vulnérables. D'autre part, la base de données sur les plantes vasculaires aquatiques rend nécessaires des études sur les effets du piclorame. Ce besoin permet l'adoption de recommandations intérimaires pour le piclorame.

Les recommandations intérimaires formulées pour la vie aquatique d'eau douce sont basées sur la dose sans effet observable de 290 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Woodward, 1979). Il a été impossible de trouver d'autres données de base sur l'exposition intermittente dans les premiers stades du développement de poissons ou d'invertébrés d'Amérique du Nord. Conformément à la procédure de formulation des recommandations du CCMRE (1987), on abaisse la valeur de la dose sans effet observable de 290 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'un ordre de grandeur pour se garder une marge de sécurité plus large, de sorte que la valeur recommandée soit de 29 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Utilisation de l'eau en agriculture

Abreuvement du bétail

Toxicité pour le bétail et le biote associé

Toxicité aiguë

D'après les données dont on dispose, le piclorame n'est pas très toxique pour les oiseaux et les mammifères. Des études de toxicité portant sur des espèces avaires réalisées par Dow Chemical et citées par le CNRC (1974) ainsi que par Ghassemi et coll. (1981) sont présentées au tableau 2. La DL_{50} de toxicité alimentaire aiguë pour les mammifères va de 2000 $mg \cdot kg^{-1}$, chez le lapin, à 8200 $mg \cdot kg^{-1}$, chez le rat. C'est également entre ces limites que se situe la DL_{50} de la souris (2000 à 4000 $mg \cdot kg^{-1}$) et du cobaye (3000 $mg \cdot kg^{-1}$). On n'a observé aucun effet délétère aigu chez le mouton ayant ingéré des aliments contenant une concentration de sel de potassium du piclorame (25 % ma) pouvant atteindre 4650 $mg \cdot kg^{-1}$ (Lynn, 1965).

Toxicité sous-létale et chronique

Chez le rat, l'ingestion prolongée de piclorame administré dans la ration alimentaire à des concentrations pouvant s'élever jusqu'à 1000 $mg \cdot kg^{-1}$ n'a pas déterminé d'effets délétères après 90 jours. On a constaté que l'ingestion de rations alimentaires où la concentration était de 3000 $mg \cdot kg^{-1}$ déterminait une augmentation du poids du foie chez la femelle du rat. On a observé des changements pathologiques légers ou modérés dans le foie et les reins de rats ayant ingéré des rations alimentaires dans lesquelles la concentration était de 10 000 $mg \cdot kg^{-1}$ (McCollister et Leng, 1969).

Dans des études de deux ans portant sur des beagles et des rats ingérant 150 $mg \cdot kg^{-1}$, on n'a observé aucun effet morphologique, pathologique ou physiologique (McCollister et Leng, 1969). Les études réalisées par Dow Chemical (1983)

Tableau 2. Toxicité du piclorame pour certaines espèces d'oiseaux d'après des études sur les effets de l'ingestion[1]

Espèce	Équivalent d'acide[2] ($mg \cdot kg^{-1}$ par ration)	Observations
Canetons de colvert (Anas platyrhynchos)	500 - 10 000	Mortalité nulle après 5 jours d'ingestion et 8 jours d'observation
	385 200	CL_{50} déterminée après 5 jours d'ingestion et 8 jours d'observation
Caille japonnaise (Coturnix coturnix japonica)	100	exposition de 14 jours, étude de la reproduction. Aucun effet sur les facteurs suivants : plumage, pousse des plumes, production d'oeufs, fertilité, éclosabilité, mortalité et poids.
	1000	exposition de 14 jours, étude de la reproduction. Aucun effet sur la production d'oeufs, le poids des sujets et la mortalité à l'âge adulte. Réduction de la fertilité des oeufs de 55 %, baisse de l'éclosabilité des oeufs la première semaine du traitement, mais non la deuxième. Éclosabilité et fertilité normales la première semaine après le traitement.
	100 - 10 000	Augmentation de la dose au cours d'une période de presque un an. Aucune augmentation de la mortalité, aucune baisse de la consommation ou du poids; aucun effet délétère au point de vue de la reproduction par comparaison aux témoins.

[1]D'après CNRC (1974)
[2]À moins d'indication contraire, on s'est servi d'acide 4-amino-3,5,6-trichloropicolinique
[3]Ester isooctylique

Tableau 2. (suite)

Espèce	Équivalent d'acide[2] ($mg \cdot kg^{-1}$ par ration)	Observations
(jeunes de 5 à 7 jours)	100; 500; 1000	Étude de la reproduction portant sur trois générations. Sujets de la génération F_0 traités 20 semaines; sujets de la génération F_1 traités 12 semaines, sujets de la génération F_2 traités 8 semaines. Aucune différence statistiquement significative entre les témoins et les sujets traités d'après l'observation des facteurs suivants : consommation de nourriture, production d'oeufs, fertilité et éclosabilité, survie et augmentation du poids des sujets. Aucun signe d'effet délétère lorsqu'on a cessé de donner aux sujets des rations contenant le produit étudié.
Colin de Virginie (Colinus virginianus)	23 366	CL_{50} après 5 jours de rations et 8 jours d'observation
Colin de Virginie (Colinus virginianus) (jeunes de 5 à 7 jours)	10 000	CL_{50} après 5 jours de rations et 8 jours d'observation
	17 075[3]	CL_{50} après 5 jours de rations et 8 jours d'observation

ont permis de déterminer que la dose sans effet observable est de 7 $mg \cdot kg^{-1}$ par jour (poids corporel) pour des beagles ingérant du piclorame pendant 6 mois. Pour mesurer la dose sans effet observable, on s'est basé sur l'augmentation du poids du foie. C'est aussi en fonction de l'augmentation du volume du foie, évaluée après 13 semaines, qu'on a déterminé la dose sans effet observable de 50 $mg \cdot kg^{-1}$ par jour pour des rats CDF Fischer 344. On a administré par voie orale à des rats mâles et femelles Fischer 344 une dose quotidienne de 200 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids corporel) pendant un an : le poids, la consommation d'aliments et les propriétés chimiques cliniques et hématologiques n'ont pas changé dans une mesure significative. Le seul effet général qui s'est manifesté a été une augmentation du rapport entre le poids du foie et celui du corps ainsi qu'une légère hypertrophie et une pâleur des hépatocytes centrilobulaires. La dose sans effet observable déterminée par l'étude d'un an était de 20 $mg \cdot kg^{-1}$ par jour pour les rats mâles et femelles (Gorzinski et coll., 1987).

Les valeurs de la dose sans effet observable à court terme sont de 1 ou 2 ordres de grandeur supérieures à celles des doses sans effet observable déterminées d'après des observations à long terme. Pour des beagles qui ont ingéré du piclorame pendant 7 à 10 jours, la dose sans effet observable est de 200 $mg \cdot kg^{-1}$ par jour, valeur qu'on a déterminée en fonction de l'absence d'une baisse de la consommation d'aliments (U.S. EPA, 1987).

Des cailles japonaises Coturnix coturnix ont reçu dans leur ration alimentaire une concentration augmentée en un an de 100 à 10 000 $mg \cdot kg^{-1}$ sans effet. Par ailleurs, dans le cas du colin de Virginie Colinus virginianus on a déterminé que la DL_{50} par ingestion est de 23 366 $mg \cdot kg \cdot^{-1}$ pour les adultes et de 10 000 $mg \cdot kg \cdot^{-1}$ pour les poussins agés de 5 à 7 jours.

Absorption, métabolisme et élimination

Chez les mammifères, le piclorame est rapidement absorbé dans le tube digestif (Nolan et coll., 1980; Dow Chemical, 1983). Des études dans lesquelles le piclorame est administré dans la ration alimentaire ont permis de constater que presque tout le produit ingéré est éliminé dans l'urine (Redemann, 1963, 1964; Fisher et coll., 1965; McCollister et Leng, 1969). Il s'accumule de faibles quantités de piclorame dans les tissus des animaux (soit 0.5 $mg \cdot kg^{-1}$) lorsque la concentration dans la ration alimentaire est comprise entre 100 et 200 $mg \cdot kg^{-1}$ (Leasure et Getzander, 1964). Le piclorame n'est pas métabolisé dans une mesure significative chez les mammifères (Redemann, 1964; Nolan et coll., 1980; Dow Chemical, 1983).

On a donné à trois vaches laitières des rations où la concentration de piclorame était de 10, 30 et 100 $mg \cdot kg^{-1}$: il n'y avait aucun résidu de piclorame détectable (<0.05 $mg \cdot L^{-1}$) dans leur lait après 13 jours de ce régime. Lorsque la concentration alimentaire a été augmentée à 300 et 1000 $mg \cdot kg^{-1}$ (cette dernière valeur équivalant à 18 $mg \cdot kg^{-1}$ par jour), on a trouvé des résidus dans le lait au bout de 13 jours à une concentration moyenne d'environ 0.05 et 0.19 $mg \cdot L^{-1}$ respectivement. La teneur en résidus est passée de 0.19 $mg \cdot L^{-1}$ à une valeur inférieure au seuil de détection, deux ou trois jours après que l'ingestion de piclorame a cessé (Kutschinski, 1969). Pendant trois jours, on a donné à des bovins des rations contenant du piclorame à une concentration de 200 et 1600 $mg \cdot kg^{-1}$; la concentration sanguine de produit était de 0.18 et 1.18 $mg \cdot L^{-1}$ respectivement. La teneur en résidus des tissus était proportionnelle à la concentration du produit dans la ration : 0.32 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les muscles, 1.61 $mg \cdot kg^{-1}$ dans le foie, 18.0 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les reins et 0.45 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les tissus adipeux péritonéaux avec une con-

centration de 1600 $mg \cdot kg^{-1}$ dans la ration alimentaire. La teneur en résidus des tissus a considérablement baissé, trois jours après que l'ingestion de piclorame a cessé (Kutschinski et Riley, 1969).

Mutagénicité, tératogénicité et cancérogénicité

D'après les résultats de diverses épreuves d'évaluation du pouvoir mutagène microbien, le piclorame n'a pas d'action mutagène, qu'il y ait ou non activation métabolique (Andersen et coll., 1972; Torracca et coll., 1976; Carere et coll., 1978). Il semble que le seul rapport où l'on fait état d'un faible pouvoir mutagène microbien est celui d'Ercegovich et Rashid (1977). Le fait que le piclorame ne détermine aucun changement cytologique dans les cellules de la moelle osseuse du rat de laboration ce qui laisse à penser que le piclorame n'a pas de pouvoir mutagène (Mensik et coll., 1976)

On a fait une étude sur la fertilité, la reproduction, la lactation et la tératologie de trois générations (deux portées par génération) de rats auxquels on a administré du Tordon^{R} (95 % ma), soit 75 $mg \cdot kg^{-1}$ par jour (poids corporel); les résultats obtenus ont permis de conclure que le produit administré n'est pas tératogène pour le rat. À une concentration de 75 $mg \cdot kg^{-1}$ par jour, le piclorame a réduit la fertilité; la dose sans effet observable est de 25 $mg \cdot kg^{-1}$ par jour d'après cet effet. On n'a observé aucun effet sur la lactation ni sur d'autres aspects de la reproduction (McCollister et coll., 1967). Dans une autre étude de tératologie, on a administré aux sujets des doses de 500, 750 et 1000 $mg \cdot kg^{-1}$ par jour, des jours 6 à 15 de la gestation et l'on a observé un retard de la croissance foetale, mais sans relation avec la dose (Thompson et coll., 1972). Chez des lapins blancs gravides de Nouvelle-Zélande, l'ingestion de piclorame sous forme de sel de potassium à raison de (400 $mg \cdot kg^{-1}$ par jour) n'a eu aucun effet embryotoxique ou tératogène (Mullison, 1985).

Dans une étude sur le pouvoir cancérogène du piclorame chez le rat et la souris (NCI, 1978), on n'a observé que des tumeurs bénignes dans le foie des rats étudiés. Par la suite, ces travaux ont été revus dans le cadre du National Toxicology Program et les résultats ont été jugés douteux (U.S. EPA, 1987). Dow Chemical (1986) a repris l'évaluation et établi que le piclorame n'a pas d'effet oncogène. De même, dans l'étude du NCI (1978) sur la souris, on n'a observé aucune réaction de nature cancérogène liée au traitement.

Recommandation

En formulant une recommandation pour le piclorame sur l'eau destinée aux animaux d'élevage, il faut viser la protection des espèces les plus vulnérables (CCMRE, 1987). Or, aucune étude à long terme n'a été trouvée sur les effets de l'ingestion de piclorame chez les espèces d'élevage typiques. Dans ces conditions, pour formuler une recommandation concernant l'eau destinée aux animaux d'élevage, il a fallu suivre la méthode du CCMRE (1987) et se guider sur la recommandation concernant les pesticides dans l'eau potable non traitée. On emploie cette méthode afin d'avoir une certaine marge de sécurité pour ces animaux et d'éviter que les produits qu'ils donnent ne contiennent des quantités inacceptables de résidus (CCMRE, 1987). Comme il existe une recommandation provisoire pour le piclorame dans l'eau potable non traitée (190 $\mu g \cdot L^{-1}$), on recommande provisoirement cette valeur pour l'eau destinée aux animaux d'élevage.

Irrigation

Toxicité pour les espèces végétales non visées

La toxicité du piclorame pour les plantes est accrue, ce produit étant mobile et résistant à la dégradation

métabolique chez les végétaux. Le piclorame, rapidement absorbé par les racines et les feuilles, se diffuse vite dans toute la plante par le phloème, pour finalement s'accumuler dans les régions de croissance (Foy, 1976).

Un certain nombre d'importantes espèces végétales cultivées sont très vulnérables au piclorame (Davis et Ingebo, 1973). Les concentrations de piclorame mesurées dans les eaux de ruissellement sont suffisamment élevées dans certaines conditions pour nuire à la croissance des plantes vulnérables (p. ex., le haricot noir valentine) et ce, jusqu'à quatre mois après le traitement (Trichell et coll., 1968). On a étudié l'effet des faibles concentrations de piclorame sur les cultures et comparé à ce qu'on pourrait trouver dans les eaux de ruissellement en aval d'un bassin hydrographique traité avec ce produit (Baur et coll., 1970). On a constaté que le poids à l'état sec de la fève soja baisse dans une mesure significative lorsque la concentration de piclorame dans le sol est de 1.0 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Une concentration dans le sol de 0.25 $\mu g \cdot kg^{-1}$ a déterminé des dommages observables au tournesol (Baur et coll., 1970). On en a conclu qu'une concentration de résidus de piclorame de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ ou plus peut influer dans une mesure significative sur la croissance des jeunes plants de certaines espèces de culture (Bovey et Scifres, 1971).

Recommandation

Au Canada, le piclorame sert principalement à l'élimination des broussailles le long des voies de service et des voies publiques. L'utilisation de ce produit en bordure des canaux d'irrigation ou dans les champs irrigués semble limitée. Toutefois, étant donné l'extrême vulnérabilité au piclorame de certaines espèces de culture, la concentration de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ est peut-être trop élevée même si Bovey et Scifres (1971) estiment que c'est le seuil inférieur auquel ce produit a des effets toxiques. On a signalé qu'à une concentration de 1 à 4 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau d'irrigation, le piclorame a causé des dommages dans des cultures de tomates et de haricots près de Kimball au Nebraska (Mullison, 1985). On a également observé que des concentrations de 0.05 et de 0.4 $\mu g \cdot L^{-1}$ ont eu des effets délétères sur des plantes en Virginie de l'Ouest (Mullison, 1985). Enfin, Frank et coll. (1979) ont signalé qu'à une concentration de 0.08 $\mu g \cdot L^{-1}$, le piclorame a des effets délétères sur de jeunes plants de tabac dans le sud de l'Ontario. Il faudra que ces renseignements soient confirmés et que d'autres données sur les doses sans effets observables viennent les étayer avant qu'on puisse formuler une recommandation pour le piclorame dans l'eau d'irrigation.

Qualité des eaux pour les loisirs et l'esthétique

Effets organoleptiques

Les publications ne fournissent aucun renseignement sur la concentration à laquelle le piclorame confère un goût ou une odeur à l'eau. Comme ce composé et ses dérivés sont peu volatils, il est peu probable qu'une faible concentration (c.-à-d. 10 $\mu g \cdot L^{-1}$) donne une odeur à l'eau.

Recommandation

Pour l'instant, rien n'indique que la qualité des eaux pour les loisirs et l'esthétique puisse se ressentir de la présence de résidus de piclorame lorsque cet herbicide est employé suivant les instructions données sur l'étiquette. Par conséquent, aucune recommandation n'a été formulée concernant la qualité des eaux pour les loisirs et l'esthétique.

Eau utilisée à des fins industrielles

Recommandation

Rien n'indique que le piclorame présente des dangers ou qu'il peut en présenter pour la qualité de l'eau utilisée dans l'industrie lorsqu'on

l'emploie suivant les modes d'utilisation homologués. Bien qu'il soit possible que la présence de piclorame dans les réserves d'eau se révèle dangereuse, aucune recommandation n'a été formulée pour la qualité de l'eau utilisée à des fins industrielles.

SOMMAIRE

Les recommandations sur la qualité de l'eau pour le piclorame au Canada découlent d'une longue étude sur l'herbicide dérivé du piclorame (tableau 3). Il y a eu une recherche d'information générale sur le piclorame, son utilisation et sa production, sa présence dans le milieu aquatique, sa persistance et sa dégradation. On a résumé l'analyse qui a mené à formuler les recommandations adoptées dans ce domaine.

REMERCIEMENTS

Les auteurs sont très reconnaissants, pour leur aide et leurs commentaires, aux membres du Groupe d'étude sur les recommandations sur la qualité de l'eau du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE) ainsi qu'aux scientifiques qui ont bien voulu commenter ce document, que ce soit à Environnement Canada (R.C. Pierce, D. Cullen et D. Valiela de la Direction de la qualité des eaux; H. Lerer et D. Waite de la Protection de l'environnement; et A. Baril du Service canadien de la faune), D. Muir et V. Zitks de Pêches et Océans Canada, G. Whitley de Affaires indiennes et du Nord Canada, et G. Wood de Santé et Bien-être social Canada.

Tableau 3. Recommandations sur la qualité de l'eau pour le piclorame

Usage	Recommandation
Sources d'approvisionnement en eau potable	190 $\mu g \cdot L^{-1}$ (CMA)*
Organismes aquatiques d'eau douce	29 $\mu g \cdot L^{-1}$ (recommandation provisoire)
Utilisation de l'eau en agriculture	
Abreuvement du bétail	190 $\mu g \cdot L^{-1}$ (recommandation provisoire)
Irrigation	Aucune recommandation
Qualité des eaux pour les loisirs et l'esthétique	Aucune recommandation
Eau utilisée à des fins industrielles	Aucune recommandation

* Présente recommandation provisoire pour l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada, 1987).

RÉFÉRENCES

Agriculture Canada. 1989. Renseignements et information sur les produits antiparasitaires. RIPA Database (Disque CCINFO). Produit par Agriculture Canada et distribué par le Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail. (CD-ROM).

Alabaster, J.S. 1969. Survival of fish in 164 herbicides, insecticides, fungicides, wetting agents and miscellaneous substances. Int. Pest. Control 11(2): 29-35.

Andersen, K.J., E.G. Leighty, et M.T. Takahashi. 1972. Evaluation of herbicides for possible mutagenic properties. J. Agric. Food Chem. 20: 649-658.

Baarschers, W.H., J.G. Donnelly, et H.S. Heitland. 1988. Microbial toxicity of triclopyr and related herbicides. Toxic. Assess. 3: 127-136.

Baur, J.R., R.W. Bovey, et C.R. Benedict. 1970. Effects of picloram on growth and protein levels in herbaceous plants. Agron. J. 62: 627-630.

Baur, J.R., R.W. Bovey, et M.G. Merkle. 1972. Concentration of picloram in runoff water. Weed Sci. 20: 309-313.

Baur, J.R., R.D. Baker, R.W. Bovey, et J.D. Smith. 1972. Concentration of picloram in the soil profile. Weed Sci. 20(4): 305-309.

Biggar, J.W., et M.W. Cheung. 1973. Adsorption of picloram (4-amino-3,5,6-trichloropicolonic acid) on Panoche, Ephrata, and Palouse soils: A thermodynamic approach to the adsorption mechanism. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 37: 863-868.

Bovey, R.W., et C.J. Scifres. 1971. Residual characteristics of picloram in grassland ecosystems. Tex. Agric. Exp. Stn. Bull. B-1111: 24.

Bovey, R.W., F.S. Davis, et M.G. Merkle. 1967. Distribution of picloram in huisache after foliar and soil applications. Weeds 15: 245-249.

Bovey, R.W., M.L. Ketchersid, et M.G. Merkle. 1970. Comparison of salt and ester formulations of picloram. Weed Sci. 18: 447-451.

Bovey, R.W., C. Richardson, E. Burnett, M.G. Merkle, et R.E. Meyer. 1978. Loss of spray and pelleted picloram in surface runoff water. J. Environ. qual. 7(1): 178-180.

Bovey, R.W., E. Burnett, C. Richardson, J.R. Baur, M.G. Merkle, et D.E. Kissel. 1975. Occurrence of 2,4,5-T and picloram in subsurface water in the Blacklands of Texas. J. Environ. Qual. 4(1): 103-106.

Bovey, R.W., E. Burnett, C. Richardson, M.G. Merkle, J.R. Baur, et W.G. Knisel. 1974. Occurrence of 2,4,5-T and picloram in surface runoff water in the Blacklands of Texas. J. Environ. Qual. 3(1): 61-64.

Carere, A., V.A. Ortali, G. Cardamone, A.M. Torracca, et R. Raschetti. 1978. Microbiological mutagenicity studies of pesticides in vitro. Mutat. Res. 57: 277-286. (Cité dans U.S. EPA, 1987.)

CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Préparé par le groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement.

CNRC (Conseil national de recherches du Canada). 1974. Piclorame : Les effets de son utilisation comme herbicide sur l'état de l'environnement. Conseil national de recherches du Canada. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement. CNRC, Publ. n° 13685.

Davidson, J.M., et R.K. Chang. 1972. Transport of picloram in relation to soil physical conditions and porewater velocity. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36: 257-261.

Davis, E.A., et P.A. Ingebo. 1973. Picloram movement from a chaparral watershed. Water Resour. Res. 9: 1304-1313.

Davis, E.A., P.A. Ingebo, et C.P. Pase. 1968. Effect of a watershed treatment with picloram on water quality. U.S. Department of Agriculture, Forest Service Research Note RM-100 (Cité dans CNRC, 1974.)

Dennis, D.S., W.H. Gilliespie, R.A. Maxey, et R. Shaw. 1977. Accumulation and persistence of picloram (Tordon 10K) in surface water and bottom sediments in West Virginia. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 6: 421-433.

Dow Chemical. 1983. Toxicology profile of Tordon herbicides. Agricultural Products Department. Form No. 137-1640-83. Confidential Business Report to the U.S. EPA. (Cité dans U.S. EPA, 1987.)

Dow Chemical. 1986. Picloram: A two-year dietary chronic toxicity-oncogenicity study in Fisher 344 Rats. EPA Accession Nos. 261129-261133. Confidential business report to the U.S. EPA. (Cité dans U.S. EPA, 1987.)

Elder, J.H., C.A. Lembi, et D.J. Morre. 1970. Toxicity of 2,4-D and picloram to freshwater algae. Purdue University and Indiana State Highway Commission. U.S. C.F.S.T.I. Pub. Rep. No. 199114, p. 13. (Cité dans CNRC, 1974.)

Environnement Canada. 1983. NAQUADAT - Guide de recherche. Direction de la qualité des eaux. Direction générale des eaux intérieures. Ottawa.

Ercegovich, C.D., et K.A. Rashid. 1977. Mutagenesis induced in mutant strains of Salmonella typhimurium by pesticides. Am. Chem. Soc. Abstr. 174: 43. (Cité dans U.S. EPA, 1987.)

Evans, C.E., et L.A. Norris. 1986. Picloram stability in a sample of forest soil during handling and storage. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 37: 496-500.

Farmer, W.J., et Y. Aochi. 1974. Picloram sorption by soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 38: 418-423.

Fisher, D.E., L.D. St. John, Jr., W.H. Gutenmann, D.G. Wagner, et D.J. List. 1965. Fate of BanVel T., Ioxynil, Tordon and Trifluorilin in the dairy cow. J. Dairy Sci. 48: 1711-1715. (Cité dans U.S. EPA, 1987.)

Fogels, A., et J.B. Sprague. 1977. Comparative short-term tolerance of zebrafish, flagfish, and rainbow trout to five poisons including potential reference toxicants. Water Res. 11: 811-817.

Foy, C.L. 1976. Picloram and related compounds. Dans Herbicides: Chemistry, degradation and mode of action. Vol. 2. éd. P.C. Kearney et D.D. Kaufman, pp. 777-813. New York: Marcel Decker, Inc.

Frank, R., G.J. Sirons, et B.D. Ripley. 1979. Herbicide contamination and decontamination of well waters in Ontario, Canada, 1969-78. Pestic. Monit. J. 13(3): 120-127.

Frank, R., B.S. Clegg, B.D. Ripley, et H.E. Braun. 1987. Investigations of pesticide contaminations in rural wells, 1979-1984, Ontario, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 9-22.

Franklin, C.A. 1985. Ground Water Contamination at CFB Gagetown, N.B. Texte présenté le 27 mars 1985 à la conférence de presse de Gagetown (N.-B.).

Fryer, J.D., P.D. Smith, et J.W. Ludvig. 1979. Long-term persistence of picloram in a sandy loam soil. J. Environ. Qual. 8(1): 83-86.

FWPCA (Federal Water Pollution Control Administration). 1968. Water quality criteria. Report of the National Technical Administration Committee to the Secretary of the Interior. Federal Water Pollution Control Administration. U.S. Department of the Interior.

Gersich, F.M., D.L. Hopkins, et D.P. Milazzo. 1985. Acute and chronic toxicity of technical picloram (4-amino-3,5,6-trichloropicolinic acid) to Daphnia magna Straus. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 35: 121-126.

Getzendaner, M.E., J.L. Herman, et B. Van Giessen. 1969. Residues of 4-amino-3,5,6-trichloropicolinic acid in grass from application of Tordon herbicides. J. Agric. Food Chem. 17(6): 1251-1256.

Ghassemi, M., L. Fargo, P. Painter, P. Painter, S. Quinlivan, R. Scofield, et A. Takata. 1981. Environmental fates and impacts of major forest use pesticides. EPA Contract No. 68-02-3174. Use Environmental Agency, Washington, D.C.

Glass, B.L., et W.M. Edwards. 1974. Picloram in lysimeter runoff and percolation water. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 11(2): 109-112.

Gorzinski, S.J., K.A. Johnson, R.A. Campbell, et T.D. Landry. 1987. Dietary toxicity of picloram herbicide in rats. J. Toxicol. Environ. Health 20: 367-377.

Grover, R. 1967. Studies on the degradation of 4-amino-3,5,6-trichloropicolinic acid in soil. Weed Res. 7: 61-67.

Grover, R. 1971. Adsorption of picloram by soil colloids and various other adsorbents. Weed Sci. 19: 417-418.

Grover, R. 1977. Mobility of dicamba, picloram and 2,4-D in soil columns. Weed Sci. 25(2): 159-162.

Hass, R.H., C.J. Scifres, M.G. Merkle, R.R. Hahn, et G.O. Hoffman. 1971. Occurrence and persistence of picloram in grassland water sources. Weed Res. 11: 54-62.

Hall, R.C., C.S. Giam, et M.G. Merkle. 1968. The photolytic degradation of picloram. Weed Res. 8: 292-297.

Hamaker, J.W., C.R. Youngson, et C.A.I. Goring. 1967. Prediction of the persistence and activity of TORDON herbicide in soils under field conditions. Down Earth 23: 30-36.

Hance, R.J. 1967. Decomposition of herbicides in the soil by non-biological chemical processes. J. Sci. Food Agric. 18: 544-547.

Hance, R.J. 1969. Further observations of the decomposition of herbicides in soil. J. Sci. Food. Agric. 20: 144-145.

Hardy, J.L. 1966. Effect of Tordon herbicides on aquatic food chain organisms. Down Earth 22: 11-13. (Cité dans CNRC, 1974.)

Hedlund, R.T., et C.R. Youngson. 1972. The rates of photodecomposition of picloram in aqueous systems. Adv. Chem. Ser. 111: 159-172.

Herr, D.E. E.W. Stroube, et D.A. Ray. 1966. The movement and persistence of picloram in soil. Weeds 14(3): 248-250.

Hiebsch, S.C. 1988. The occurrence of thirty-five pesticides in Canadian drinking water and surface water. Rapport préparé pour la Division de la surveillance et des critères, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa.

Holdway, D.A., et D.G. Dixon. 1985. Acute toxicity of pulse-dosed methoxychlor to juvenile American Flagfish (Jordanella floridae, Goode and Bean) as modified by age and food availability. Aquat. Toxicol. 6: 243-250.

Holdway, D.A., et D.G. Dixon. 1986a. New toxicological approaches for establishing safer water quality criteria. Can. Water Resour. J. 11(2): 92-98.

Holdway, D.A., et D.G. Dixon. 1986b. Impact of pulse exposure to methoxychlor on flagfish (Jordanella floridae) over one reproductive cycle. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1410-1415.

Hunter, J.H., et E.H. Stobbe. 1971. Movement and persistence of picloram in soil. Weed Sci. 20: 486-489.

Johnsen, T.N., Jr. 1980. Picloram in water and soil from a semiarid pinyon-juniper watershed. J. Environ. Qual. 9(4): 601-605.

Johnsen, T.N. Jr., et R.D. Martin. 1983. Altitude effects on picloram disappearance in sunlight. Weed Sci. 31(3): 315-317.

Johnsen, T.N., et W.L. Warskow. 1968. Picloram residues from treatment of Arizona chaparral. Weed Sci. Soc. Am. Abstr. p. 77. (Cité dans CNRC, 1974.)

Johnsen, T.N., et W.L. Warskov. 1980. Picloram dissipation in a small southwestern stream. Weed Sci. 28(5): 613-615.

Johnson, W.W., et M.T. Finley. 1980. Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. Resource Publ. 137, U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife service, Washington, D.C.

Kenaga, E.E. 1969. Tordon herbicides - Evaluation of safety to fish and birds. Down Earth. 25: 5-9.

Keys, C.H., et H.A. Friesen. 1968. Persistence of picloram activity in soil. Weeds 16: 341-343.

Kratky, B.A., et G.F. Warren. 1971. The use of three simple, rapid bioassays on forty-two herbicides. Weed Res. 11: 257-262.

Kutschinski, A.H. 1969. Residues in milk form cows fed 4-amino-3,5,6-trichloropicolinic acid. J. Agric. Food Chem. 17(2): 283-287.

Kutschinski, A.H., et V. Riley. 1969. Residues in various tissues of steers fed 4-amino-3,5,6-trichloropicolinic acid. J. Agric. Food Chem. 17: 283-287.

Leasure, J.K., et M.E. Getzander. 1964. A residues study on tissues from beef cattle fed diets containing Tordon herbicide. Bioproducts Laboratory, Dow Chemical Co., Midland, Michigan. Report GS-P 141. (Inédit). (Cité dans U.S. EPA, 1987.)

Lym, R.G., et C.G. Messersmith. 1988. Survey for picloram in North Dakota groundvater. Weed Technol. 2: 217-222.

Lynn, G.E. 1965. A review of toxicological information on Tordon herbicides. Down Earth 20: 6-8.

Marley, J.M.T. 1980. Persistence and leaching of picloram applied to a clay soil on the Darling Downs. Queensl. J. Agric. Anim. Sci. 37: 15-25.

Mayer, F.L., Jr., et M.R. Ellersieck. 1986. Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. Resource Publ. 160, U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

Mayes, M.A., et D.C. Dill. 1984. The acute toxicity of picloram, picloram potassium salt, and picloram triisopropanolamine salt to aquatic organisms. Environ. Toxicol. Chem. 3: 263-269.

Mayes, M.A., et G.R. Oliver. 1985. An aquatic hazard assessment: Picloram. Dans Aquatic toxicology and hazard assessment: Eighth symposium. ASTM Spec. Tech. Publ. 891, éd. R.C. Bahner et D.J. Hansen. pp. 253-269. American Society for Testing and Materials.

Mayes, M.A., D.L. Hopkins, et D.C. Dill. 1987. Toxicity of picloram (4-amino-3,5,6-trichloropicolinic acid) to life stages of the rainbow trout. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 38: 653-660.

Mayeux, H.S., Jr., C.W. Richardson, R.W. Bovey, E. Burnett, M.G. Merkle, et R.E. Meyer. 1984. Dissipation of picloram in storm runoff. J. Environ. Qual. 13(4): 44-49.

McCollister, D.D., et M.L. Leng. 1969. Toxicology of picloram and safety evaluation of Tordon herbicides. Down Earth 25: 5-10.

McCollister, D.D., J.R. Copeland, et F. Oyen. 1967. Results of fertility and reproductive studies in rats maintained on diets containing Tordon® herbicide. Dow Chemical Co., Toxicology Research Laboratory, Midland, Michigan. EPA Accession No. 091152. Confidential business report to the U.S. EPA. (Cité dans U.S. EPA, 1987.)

Meikle, R.W., E.A. Williams, et C.T. Redemann. 1966. Metabolism of Tordon herbicide (4-amino-3,5,6-trichloropicolinic acid) in cotton and decomposition in soil. J. Agric. Food Chem. 14: 384-387.

Mensik, D.C., R.V. Johnson, M.N. Pinkerton, et E.B. Whorten. 1976. The cytogenic effects of picloram on the bone marrow of rats. Dow Chemical Co., Freeport, Texas. Confidential business report to the

U.S. EPA. (Cité dans U.S. EPA, 1987.)

Merkle, M.G., R.W. Bovey, et F.S. Davis. 1967. Factors affecting the persistence of picloram in soil. Agron. J. 59: 413-415.

Michael, J.L., D.G. Neary, et M.J.M. Wells. 1989. Picloram movement in soil solution and streamflow from a coastal plain forest. J. Environ. Qual. 18(1): 89-95.

Mosier, A.R., et W.D. Guenzi. 1973. Picloram photolytic decomposition. J. Agric. Food Chem. 21: 835-837.

Muir, D.C.G. 1990. Persistence and transformation in water and sediments. Dans Environmental Chemistry of herbicides. Vol. 2, éd. R. Grover. Boca Raton, Floride: CRC Press, Inc.

Mullison, W.R. 1985. A toxicological and environmental review of picloram. Proc. West. Soc. Weed Sci. 38: 21-92.

Naik, M.N., R.B. Jackson, J. Stokes, et R.J. Swaley. 1972. Microbial degradation and phytotoxicity of picloram and other substituted pyridines. Soil Biol. Biochem. 4: 313-323.

NCI (National Cancer Institute). 1978. Bioassay of picloram for possible carcinogenicity. Technical Report Series No. 23. Department of Health, Education and Welfare. (Cité dans U.S. EPA, 1987.)

Neary, D.G., P.B. Bush, J.E. Douglass, et R.L. Todd. 1985. Picloram movement in an Appalachian hardwood forest watershed. J. Environ. Qual. 14(4): 585-592.

Nolan, R.J., F.A. Smith, C.J. Mueller, et T.C. Curl. 1980. Kinetics of ^{14}C-labeled picloram in male Fisher 344 rats. Dow Chemical Co., Midland, Michigan. (Inédit). (Cité dans U.S. EPA, 1987.)

Norris, L.A. 1970. The Kinetics of adsorption and desorption of 2,4-D, 2,4,5-T, picloram and amitrole on forest floor material. Research Progress Report, Western Society of Weed Science, pp. 103-105.

Norris, L.A., et D.J. Morre. 1970. The entry and fate of forest chemicals in streams. Présenté au Symposium on Forest Land Uses and Stream Environment, 19-21 octobre 1970, School of Forestry and Department of Fisheries and Wildlife, Oregon State University, Corvallis, Oregon, pp. 138-158. (Cité dans Mullison, 1985.)

Norris, L.A., M.L. Montgomery, L.E. Warren et W.D. Mosher. 1982. Brush control with herbicides on hill pasture sites in southern Oregon. J. Range Manage. 35(1): 76-80.

Ontario Ministry of Agriculture and Food. 1989. 1990 Guide to weed control. Publication 75. RV-11-89-62 M. Imprimeur de la reine pour l'Ontario. 208 p.

Ping, C.L., H.H. Cheng, et B.L. McNeal. 1975. Variations in picloram leaching patterns for several soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 39: 470-473.

Rao, P.S.C., R.E. Green, V. Balasubramanian, et Y. Kanehiro. 1974. Field study of solute movement in a highly aggregated oxisol with intermittent flooding: II. Picloram. J. Environ. Qual. 3(3): 197-202.

Redemann, C.T. 1963. The metabolism of 4-amino-3,5,6-trichloropicolinic acid by the dog. Dow Chemical Co., Midland, Michigan. Rep. GH-C 148. (Inédit). (Cité dans CNRC, 1974.)

Redemann, C.T. 1964. The metabolism of 4-amino-3,5,6-trichloropicolinic acid by the rat. Dow Chemical Co., Seal Beach, Californie. Rep. GS-623. (Inédit). (Cité dans U.S. EPA, 1987.)

Sanders, H.O. 1969. Toxicity of pesticides to the crustacean Gammarus lacustris. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, U.S. Department of Interior, Technical Paper 25.

Sanders, H.O., et O.B. Cope. 1968. The relative toxicity of several pesticides to naiads of three species of stoneflies. Limnol. Oceanogr. 13: 112-117.

Santé et Bien-être social Canada. 1987. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1987. Préparé par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du Co-

mité consultatif fédéral-provincial d'hygiène du milieu et du travail.

Sargent, M., D. Blazek, J.H. Elder, C.A. Lembi, et D.J. Morre. 1971. The toxicity of 2,4-D and picloram herbicides to fish. Purdue University, Lafayette, Indiana. Joint Highway Research Project. Report No. JHRP-24. (Cité dans Ghassemi et coll., 1981.)

Scifres, C.J., O.C. Burnside, et M.K. McCarty. 1969. Movement and persistence of picloram in pasture soils of Nebraska. Weed Sci. 17: 486-488.

Scifres, C.J., R.R. Hahn, et M.G. Merkle. 1971. Dissipation of picloram from vegetation of semiarid rangelands. Weed Sci. 19(4): 329-332.

Scifres, C.J., R.R. Hahn, J. Diaz-Colon, et M.G. Merkle. 1971. Picloram persistence in semi-arid rangeland soils and water. Weed Sci. 19: 381-384.

Scifres, C.J., H.G. McCall, R. Maxey, et H. Tai. 1977. Residual properties of 2,4,5-T and picloram in sandy rangeland soils. J. Environ. Qual. 6(1): 36-42.

Sirons, G.J., R. Frank, et R.M. Dell. 1977. Picloram residues in sprayed Macdonald-Cartier freeway right-of-way. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 18(5): 526-533.

Smith, A.E., D. Waite, R. Grover, L.A. Kerr, L.J. Milward, et H. Sommerstad. 1988. Persistence and movement of picloram in a northern Saskatchewan watershed. J. Environ. Qual. 17(2): 262-268.

Statistique Canada. 1986. Importations par marchandises/pays, Nomenclature canadienne pour le commerce international des marchandises, détail des produits (1983-1984 et 1984-1985). N° catégorie 45-006. Division du commerce international.

Steichen, J., J. Koelliker, D. Grosh, A. Heiman, R. Yearout, et V. Robbins. 1988. Contamination of farmstead wells by pesticides, volatile organics, and inorganic chemicals in Kansas. Ground Water Monit. Rev. 8(3): 153-160.

Suffling, R., D.W. Smith, et G. Sirons. 1974. Lateral loss of picloram and 2,4-D from a forest podsol during rainstorms. Weed Res. 14: 301-304.

Thomas, V.M., Jr., L.J. Buckley, J.D. Sullivan, Jr., et M. Ikawa. 1973. Effect of herbicides on the growth of Chlorella and Bacillus using the paper disc method. Weed Sci. 21(5): 449-451.

Thompson, D.J., J.L. Emerson, R.J. Strebing, C.C. Gerbig, et V.B. Robinson. 1972. Teratology and postnatal studies on 4-amino-3,5,6-trichloropicolinic acid (picloram) in the rat. Food Cosmet. Toxicol. 10: 797-803. (Cité dans CNRC, 1974.)

Thomson, W.T. 1979. Agricultural chemicals. Book II. Herbicides. 1979-1980 revision. Fresno, California: Thomson Publications.

Torracca, A.M., G. Cordamone, V. Ortali, A. Carere, R. Raschette, et G. Ricciardi. 1976. Mutagenicity of pesticides as pure compounds and after metabolic activation with rat liver microsomes. Atti. Assoc. Genet. Ital. 21: 28-29. (Cité dans U.S. EPA, 1987.)

Trichell, D.W., H.L. Morton, et M.G. Merkle. 1968. Loss of herbicides in runoff water. Weed Sci. 16: 447-449.

Turbak, S.C., S.B. Olson, et G.A. McFeters. 1986. Comparison of algal assay systems for detecting waterborne herbicides and metals. Water Res. 20(1): 91-96.

U.S. Department of Agriculture. 1984. Herbicide background statement: Picloram. Dans : Pesticide background statements, Vol. 1, Herbicides, Agricultural Handbook No. 633, pp. P1-P87. U.S. Department of Agriculture Forest Service.

U.S. EPA. (U.S. Environmental Protection Agency). 1987. Picloram. Health advisory. Dans : Health advisories for 50 pesticides, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Drinking Water, PB88-113543, pp. 621-637.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1988. Picloram. Fact sheet: 48. Dans : Pesticide fact

handbook, U.S. Environmental Protection Agency. Park Ridge, New Jersey: Noyes Data Corp. pp. 646-650.

Varfalvy, L., et C. Seguin. 1987. Persistence, movement and dissipation of herbicides in electrical rights-of-way of Hydro-Quebec. Présenté au Fourth Symposium on Environmental Concerns in Rights-of-way Management, Indianapolis, Indiana, 25-28 octobre 1987.

Villeneuve, J.P., P.G.C. Campbell, D. Isabel, et L. Wilson. 1985. Problématique de la contamination des eaux souterraines au Québec par les pesticides. INRS-Eau, ministère de l'Environnement du Québec, Rapport n° RD-01, Envirodoq 850507, 131 p.

Waite, D., H. Sommerstad, R. Grover, L. Kerr, A. Smith, et L. Milward. 1986. Persistence and movement of picloram in a northern Saskatchevan watershed (final report). Service de protection de l'environnement. Région de l'ouest et du nord. W&NR 86/87-CP (EPS)-4.

Walsh, G.E. 1972. Effects of herbicides on photosynthesis and growth of marine unicellular algae. Hyacinth Control J. 10: 45-48.

Watson, V.J., P.M. Rice, et E.C. Monnig. 1989. Environmental fate of picloram used for roadside weed control. J. Environ. Qual. 18: 198-205.

Weidner, C.W. 1974. Degradation in ground water and mobility of herbicides. PB 239242, rapport préparé pour the Office of Water Research and Technology, U.S. Environmeental Protection Agency, Washington, D.C.

Weimer, J.D., T.A. Ballard, W.U. Thomas, T.L. Hess, J.S. Olson, R.T. Merkey, A.E. Morcock, A.C. Reik, E.J. Owens, et B.P. McNamara. 1967. Toxicological studies related to the use of white (Tordon 101) as a Defoliant. U.S. Army, Edgewood Arsenal Pharmacology Laboratory. Version préliminaire.

Wells, M.J.M., J.L. Michael, et D.G. Neary. 1984. Determination of picloram in soil and water by reversed-phase liquid chromatography. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13: 231-235.

Wilson, D.M., et M.T.K. Wan. 1975. Effectiveness of stream buffer zones during aerial applications of chlorophenoxy and picloram herbicides. Rapport n° EPS 5-PR-75-3, Direction de la réduction de la pollution, Service de protection de l'environnement, Région du Pacifique.

Windholz, M., S. Budavari, R.F. Blumetti, et E.S. Otterbein (éd.). 1983. The Merck index. An encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals. 10e édition. Rahway, New Jersey: Merck and Co., Inc.

Woltering, D.M. 1984. The growth response in fish chronic and early life stage toxicity tests: A critical review. Aquat. Toxicol. 5: 1-21.

Woodburn, K.B., D.D. Fontaine, E.L. Bjerke, et G.J. Kallos. 1989. Photolysis of picloram in dilute aqeous solution. Environ. Toxicol. Chem. 8: 769-775.

Woodward, D.F. 1976. Toxicity of the herbicides dinoseb and picloram to cutthroat (Salmo clarki) and lake trout (Salvelinus namaycush). J. Fish Res. Board Can. 33: 1671-1676.

Woodward, D.F. 1979. Assessing the hazard of picloram to cutthroat trout. J. Range Manage. 32(3): 230-232.

Worthing, C.R, and S.B. Walker (éd.). 1987. The pesticide manual. A world compendium. 7e édition. Thornton Health, U.K. British Crop Protection Council.

Youngson, C.R., et R.W. Meikle. 1972. Residues of picloram acquired by a mosquito fish, Gambusia sp., from treated water. Report GH-1210. (Inédit), Dow Chemical Co., Walnut Creek, Californie. (Cité dans CNRC, 1974.)

Youngson, C.R., C.A.I. Goring, R.W. Meikle, H.H. Scott, et J.D. Griffith. 1967. Factors influencing the decomposition of Tordon herbicide in soils. Dow Earth 23: 3-8, 10-11.

Annexe A

Résidus du piclorame dans les eaux de ruissellement des tissus agricoles

Tableau A-1. Résidus du piclorame dans les eaux de ruissellement des terres agricoles

Description de la parcelle (type de sol, culture)	Préparation (% ma)	Régime de traitement	Méthode de traitement	Résidus dans les eaux de ruissellement ($\mu g \cdot L^{-1}$); (jours après le traitement)		Référence
loam sableux; autres caractéristiques N.P.	N.P. (sel de K)	1.12 $kg \cdot ha^{-1}$	N.P.	9–168 <5 0	(4) (90) (300)	Bovey et Scifres, 1971
bassin hydrographique de 1.3 ha, pente de 4 % à Riesel (Texas); prairie semi-aride; argile noire de Houston, sol de type Udic Pellustret	pastilles moulées de 0.38 cm de diamètre (10)	2.24 $kg \cdot ha^{-1}$	épandage	2280–3300 12–132 3–8	(2) (41) (83)	Bovey et coll., 1978
parcelles circulaires de 5.5 m de diamètre, pente de 3 %, prairie naturelle; type de sol comme ci-dessus.	N.P. (sel de K)	0.56 $kg \cdot ha^{-1}$	pulvérisation	860–8250 10–47 <1	(0) (9) (55)	Bovey et coll., 1978
parcelles circulaires de 5.5 m de diamètre, pente de 3 %, prairie naturelle; type de sol comme ci-dessus.	N.P. (sel de K)	0.56 $kg \cdot ha^{-1}$	pulvérisation	1850–15 250 35–77 2–3	(0) (9) (55)	Bovey et coll., 1978
parcelles circulaires de 5.5 m de diamètre, pente de 3 %, prairie naturelle; type de sol comme ci-dessus.	N.P. (pastilles moulées) (10)	2.24 $kg \cdot ha^{-1}$	épandage	2450–9700 26–74 1	(0) (9) (55)	Bovey et coll., 1978
argile noire de Houston, argile montmorillonitique, couverture végétale herbeuse indigène, surveillance de l'écoulement de l'eau du sol	sel de triéthylammonium	1.12 $kg \cdot ha^{-1}$	pulvérisation	0 0	(14) (330)	Bovey et coll., 1975
sable loameux et graveleux, arbustes en croissance	pastilles	10.4 $kg \cdot ha^{-1}$	traitement localisé	370 31 14	(5) (25) (38)	Davis et Ingebo, 1973.

ma = matière active
éa = équivalent d'acide
N.P. = non précisé

Tableau A-1. (suite)

Description de la parcelle (type de sol, culture)	Préparation (% ma)	Régime de traitement	Méthode de traitement	Résidus dans les eaux de ruissellement ($\mu g \cdot L^{-1}$); (jours après le traitement)		Référence
parcelles rectangulaires de 0.6 ha, pente de 3 %, près de Temple (Texas); pâturage, type de sol comme ci-dessus	N.P.	2.24 $kg \cdot ha^{-1}$	pulvérisation	92-139 57-96 20-22 8-9 12-29	(26) (27) (42) (48) (49)	Bovey et coll., 1978
parcelles rectangulaires de 0.6 ha, pente de 3 %, près de Temple (Texas); pâturage, type de sol comme ci-dessus	N.P.	2.24 $kg \cdot ha^{-1}$	injection dans le sol	2632-3013 187-227 20-32 41-45 12-17 6-15 1-3 3-8	(0) (12) (26) (27) (36) (42) (48) (49)	Bovey et coll., 1978
pâturage naturel de 1.2 ha, pente de 5 %; argile noire de Houston, sol de type Udic Pellustret	N.P. (sel de triéthylammonium)	0.56 $kg \cdot ha^{-1}$	pulvérisation (4 mai 1971)	12 0-15 0-19	(82) (84) (86)	Bovey et coll., 1974
			pulvérisation (8 octobre 1971)	1-9 0 5 3-4 2-3 1 0-3	(40) (45) (55) (58) (59) (60) (62)	
pâturage naturel de 8 ha, pente moyenne de 2.1 %; type de sol comme ci-dessus	N.P. (sel de K)	1.0 $kg \cdot ha^{-1}$	pulvérisation	231-250 22-64 38-67 16-50	(20) (30) (42) (49)	Mayeux et coll., 1984
bassin hydrographique semi-aride à Del Rio (Texas); autres caractéristiques N.P.	N.P.	0.73 $kg \cdot ha^{-1}$	N.P.	19	(365)	Bovey et Scifres, 1971
bassin hydrographique sub-humide (Texas); autres caractéristiques N.P.	N.P.	1.12 $kg \cdot ha^{-1}$	N.P.	184	(7)	Bovey and Scifres, 1971
bassin hydrographique expérimental à Coshocton (OH); sol de loam silteux; pâturin annuel et plantes latifoliées sauvages; eaux de ruissellement d'un lysimètre de 4.3 x 2 m	N.P. (sel de K)	2.24 $kg \cdot ha^{-1}$	N.P.	14.5 12.2 11.0 6.1 2.9 1.1 0.7	(30) (49) (84) (105) (126) (183) (199)	Glass et Edwards, 1974

Tableau A-1. (suite)

Description de la parcelle (type de sol, culture)	Préparation (% ma)	Régime de traitement	Méthode de traitement	Résidus dans les eaux de ruissellement ($\mu g \cdot L^{-1}$); (jours après le traitement)		Référence
prairie naturelle près de Dickens (Texas); parcelles de 18 x 121 m; sol de loam sableux; pH = 6.8; matières organiques = 1.5 %; 19 % d'argile; 22 % de silt; 59 % de sable	N.P. (sel de triisopropylammonium)	0.28 $kg \cdot ha^{-1}$	pulvérisation	17 <1	(10) (30)	Scifres et coll., 1971
College Station (Texas); sol de loam argileux, pH = 7.5; matières organiques = 1.5–2.0 % chiendent, barbon et aristide	N.P. (sel de K)	1.12 $kg \cdot ha^{-1}$	pulvérisation	2170 27	(1) (120)	Trichell et coll., 1968
College Station (Texas); sol de loam argileux, pH =7.5; matières organiques = 1.5–2.0 % chiendent, barbon et aristide; terrain labouré à 1.6–2.4 cm de profondeur	N.P. (sel de K)	1.12 $kg \cdot ha^{-1}$	pulvérisation	650 15	(1) (120)	
emprise d'une ligne électrique du sud de l'Ontario; sols podzolisés comportant une couche de matières organiques de 0.10 cm d'épaisseur couvrant un horizon gris cendre de 3 cm; pH = 3.5–6.0; parcelle de 25 x 25 m	Tordon 101 (10.2)	9.35 $kg \cdot ha^{-1}$	pulvérisation	38 28 26	(0) (12) (18)	Suffling et coll., 1974
parcelle de 4 ha au laboratoire d'hydrologie de Coweeta dans l'ouest de la Caroline; principaux types de sol : loams caillouteux, Umbric Dystrochrepts loameux à gros grain, mixtes, mésiques; forêt de feuillus de qualité inférieure	pastilles (10)	5.0 $kg \cdot ha^{-1}$	épandage	3	(27)	Neary et coll., 1985
parcelles de 7.6 x 23 m près de Carlos (Texas); loam sableux à grain fin; végétation dominée par une ilicacée et deux espèces de chêne	N.P.	1.12 $kg \cdot ha^{-1}$ (29 avril 1969)	pulvérisation	26.2 78.9 89.7 88.5 32.3	(2) (4) (6) (8) (9)	Baur et coll., 1972
		1.12 $kg \cdot ha^{-1}$ (20 mai 1969)	pulvérisation	10.0 13.8	(13) (15)	

Tableau A-1. (suite)

Description de la parcelle (type de sol, culture)	Préparation (% ma)	Régime de traitement	Méthode de traitement	Résidus dans les eaux de ruissellement ($\mu g \cdot L^{-1}$); (jours après le traitement)		Référence
		1.12 $kg \cdot ha^{-1}$ (17 juin 1969)	pulvérisation	1.0	(30)	
				1.4	(67)	
				2.4	(71)	
				<1.0	(88)	
				1.9	(124)	
chaîne Jimmy Lake Weapons en Saskatchewan; forêt boréale; sol constitué de sable fin mélangé à du gravier et du roc; nappe phréatique à environ 15 cm de profondeur	pastilles de Tordon 10K (N.P.)	3.38 $kg \cdot ha^{-1}$ (ma) sur une superficie de 490 ha	épandage	Eaux de surface		Waite et coll., 1986 Smith et coll., 1988
				0.26	(390)	
				0.03	(660)	
				1.15	(780)	
				0.39	(1050)	
				Eaux souterraines		
				0.14	(390)	
				12.6	(660)	
				438.5	(780)	
				38.3	(1050)	
bassin hydrographique de 113 ha du centre de l'Arizona (Cocoino National Forest; genièvre; sol composé d'argile très caillouteuse de type Typic Chromusterts montmorillonique à grain fin mésique	N.P.	2.8 kg éa·ha^{-1}	pulvérisation	320	(157)	Johnsen, 1980
				260	(158)	
				235	(159)	
				180	(161)	
				200	(178)	
				160	(181)	
				200	(185–186)	
				175	(187–196)	
				98	(202)	
				135	(203)	
				130	(204)	
				94	(205)	
				135	(207)	
				130	(204)	
				14	(350)	
				10	(356)	
				16	(369)	
				8	(391–402)	
				18	(451)	
				12	(452)	
				16	(455)	
				10	(557–561)	
				11	(564)	
				10	(566)	
				7	(568)	
				2	(745)	
				3	(747)	
				7	(915)	
				<0.4	(1087)	
				<0.4	(1089)	

Tableau A-1. (suite)

Description de la parcelle (type de sol, culture)	Préparation (% ma)	Régime de traitement	Méthode de traitement	Résidus dans les eaux de ruissellement ($\mu g \cdot L^{-1}$); (jours après le traitement)		Référence
bassin hydrographique de 2-2.5 ha dans le sud de l'Orégon (chaîne Boyer); sols d'argile foncée et lourde, légèrement acide, comportant 3-4 % de matières organiques	N.P.	1.2 $kg \cdot ha^{-1}$ (sous forme de piclorame)	pulvérisation	110	(105)	Norris et coll., 1982
				43	(126)	
				64	(130)	
				39	(138)	
				<1	(162-197)	
				12	(202)	
				1	(209)	
				<1	(222)	
bassin hydrographique de 5 ha dans le sud de l'Orégon (chaîne Ronk); type de sol comme ci-dessus	N.P.	1.68 $kg \cdot ha^{-1}$	pulvérisation	57	(105)	
				71	(127)	
				49	(132)	
				7	(141)	
				6	(147)	
				19	(153)	
				10	(161-165)	
				4	(171)	
				2	(178)	
				3	(186)	
				26	(189)	
				2	(196)	
				<1	(199)	
				<1	(208)	
partie inférieure de 1.5 ha d'un bassin d'hydrographique de 4.1 ha dans la Tuskegee National Forest, (AL); sols de sable loameux comportant généralement une couche sous-jacente de loam argileux et sableux; pH de 4.5-5.5; teneur en matières organiques <1 %; principaux étages supérieurs et inférieurs de la forêt détruits par un incendie en 1978; le kuzu y pousse en abondance	Pastilles (10)	56 $kg \cdot ha^{-1}$	Épandage aérien	241	(14)	Michael et coll., 1989
				<2	(140)	

Annexe B

Concentration des résidus du piclorame dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines au Canada

Tableau B-1. Concentration des résidus du piclorame dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines au Canada

Lieu, années et conditions	Milieu	Concentrations	Échantillons contaminés/N	Référence
puits de régions rurales du sud de l'Ontario	eaux souterraines	32 $\mu g \cdot L^{-1}$	1/5	Frank et coll., 1987
BFC de Gagetown (Nouveau-Brunswick)	eaux souterraines	17.1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (maximum)	5/12	Franklin, 1985
15 municipalités de l'Alberta s'approvisionnant en eaux de surface	eau potable traitée	S.O.	0/284 (seuil de détection = 0.01-0.3 $\mu g \cdot L^{-1}$)	Hiebsch, 1988
13 municipalités de l'Alberta s'approvisionnant en eaux souterraines	eau potable traitée	S.O.	0/26 (seuil de détection = 0.01-0.3 $\mu g \cdot L^{-1}$)	Hiebsch, 1988
Région métropolitaine de Toronto (Ont.) 1971-1982	eau potable non traitée	S.O.	0/3 (seuil de détection N.P.)	Hiebsch, 1988
	eau potable traitée	S.O.	0/3 (seuil de détection N.P.)	
Amherstburg (Ont.) (usine de traitement)	eau potable non traitée	S.O.	0/1 (seuil de détection N.P.)	Hiebsch, 1988
	eau potable traitée	S.O.	0/1 (seuil de détection N.P.)	
Baie Mitchell (Ont.) (usine de traitement)	eau potable non traitée	S.O.	0/1 (seuil de détection = 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$)	Hiebsch, 1988
	eau potable traitée	S.O.	0/1 (seuil de détection = 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$)	
Stoney Point (Ont.) (usine de traitement)	eau potable non traitée	S.O.	0/2 (seuil de détection = 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$)	Hiebsch, 1988
	eau potable traitée	S.O.	0/2 (seuil de détection = 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$)	

S.O. = sans objet
BFC = Base des Forces canadiennes
N.P. = non précisé

Tableau B-1. (suite)

Lieu, années et conditions	Milieu	Concentrations	Échantillons contaminés/N	Référence
Wallaceburg (Ont.) (usine de traitement)	eau potable traitée	S.O.	0/2 (seuil de détection = 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$)	Hiebsch, 1988
	eau potable traitée	S.O.	0/2 (seuil de détection = 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$)	
Île Walpole (Ont.) (usine de traitement)	eau potable non traitée	S.O.	0/2 (seuil de détection = 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$)	Hiebsch, 1988
	eau potable traitée	S.O.	0/2 (seuil de détection = 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$)	
Windsor (Ont.) (usine de traitement)	eau potable non traitée	S.O.	0/2 (seuil de détection = 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$)	Hiebsch, 1988
	eau potable traitée	S.O.	0/2 (seuil de détection = 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$)	
Harrow (Ont.) (usine de traitement)	eau potable non traitée	S.O.	0/1 (seuil de détection = 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$)	Hiebsch, 1988
	eau potable traitée	S.O.	0/1 (seuil de détection = 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$)	

Annexe C

Sommaire des données recueillies sur la toxicité aiguë du piclorame pour les organismes aquatiques

Tableau C-1. Sommaire des données recueillies sur la toxicité aiguë du piclorame pour les organismes aquatiques[1]

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[2]	Observations	Référence
VERTÉBRÉS					
omble de fontaine (Salvelinus fontinalis)	Tordon 22K (sel de K)	24 h	CL_{50} = 91 mg·L^{-1} éa	10 °C	Kenaga, 1969
		96 h	CL_{50} = 91 mg·L^{-1} éa	10 °C	
		96 h	aucune mortalité à 69 mg·L^{-1} éa	10 °C	
		96 h	CL_{50} = 420 mg·L^{-1}	10 °C	Lynn, 1965
truite brune (Salmo trutta)	Tordon 22K (sel de K)	24 h	CL_{50} = 52 mg·L^{-1} éa	10 °C	Kenaga, 1969
		96 h	CL_{50} = 52 mg·L^{-1} éa	10 °C	
		96 h	aucune mortalité à 22 mg·L^{-1}		
		96 h	CL_{50} = 240 mg·L^{-1}	10 °C	Lynn, 1965
saumon coho (Oncorhynchus kisutch)	piclorame sous forme d'acide	24 h	CL_{50} = 29.0 mg·L^{-1} éa	17 °C	Kenaga, 1969
		48 h	CL_{50} = 25.0 mg·L^{-1} éa	17 °C	
		96 h	CL_{50} = 21.0 mg·L^{-1} éa	17 °C	
		24 h	CL_{50} = 25.0 mg·L^{-1} éa		
		48 h	mortalité de 100 % à 25 mg·L^{-1} éa		
		24 h	Mortalité de 35 % à 24 mg·L^{-1} éa	17 °C	
		48 h	Mortalité de 90 % à 24 mg·L^{-1} éa		
		24 h	Mortalité de 30 % à 21 mg·L^{-1} éa	17 °C	
		48 h	Mortalité de 45 % à 21 mg·L^{-1} éa		

éa = équivalent d'acide
ma = matière active
K = potassium
TIPA = triisopropanolammonium
TEA = triéthylammonium
Dureté = dureté de l'eau employée (conc. de $CaCO_3$ en mg·L^{-1})
CMAT = concentration maximum admissible de toxique

[1] D'après CNRC (1974) et d'autres données
[2] Limites de l'intervalle de confiance de 95 % entre parenthèses

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[1]	Observations	Référence
Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	Tordon 22K (sel de K)	24 h	CL_{50} = 52 mg·L^{-1} éa	10 °C	Kenega, 1969
		48 h	CL_{50} = 32 mg·L^{-1} éa	10 °C	
		72 h	CL_{50} = 32 mg·L^{-1} éa	10 °C	
		96 h	CL_{50} = 29 mg·L^{-1} éa	10 °C	
		96 h	aucune mortalité à 22 mg·L^{-1}	10 °C	
		96 h	CL_{50} = 135 mg·L^{-1}	10 °C	Lynn, 1965
truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*)	piclorame sous forme d'acide	24 h	CL_{50} = 34 mg·L^{-1} éa	13 °C	Kenega, 1969
		48 h	CL_{50} = 25 mg·L^{-1} éa	13 °C	
		96 h	CL_{50} = 24 mg·L^{-1} éa	13 °C	
	piclorame sous forme de sel de TIPA	24 h	CL_{50} = 279 mg·L^{-1} éa	16 °C	
		48 h	CL_{50} = 210 mg·L^{-1} éa	16 °C	
		72 h	CL_{50} = 210 mg·L^{-1} éa	16 °C	
		96 h	CL_{50} = 210 mg·L^{-1} éa	16 °C	
	piclorame sous forme de sel de TEA	24 h	CL_{50} = 43.4 mg·L^{-1} éa	16 °C	
		48 h	CL_{50} = 30.2 mg·L^{-1} éa	16 °C	
		72 h	CL_{50} = 29.2 mg·L^{-1} éa	16 °C	
		96 h	CL_{50} = 29.2 mg·L^{-1} éa	16 °C	
	Tordon 22K (sel de K)	24 h	CL_{50} = 50 mg·L^{-1} éa	10 °C	
		96 h	CL_{50} = 58 mg·L^{-1} éa	10 °C	
		96 h	aucune mortalité à 22 mg·L^{-1} éa	10 °C	
	piclorame sous forme d'ester isooctylique	24 h	CL_{50} = 9.6 mg·L^{-1} éa	16 °C	
		48 h	CL_{50} = 5.1 mg·L^{-1} éa	16 °C	
		72 h	CL_{50} = 3.3 mg·L^{-1} éa	16 °C	
		96 h	CL_{50} = 3.1 mg·L^{-1} éa	16 °C	
	Tordon 22 K (sel de K)	96 h	CL_{50} = 230 mg·L^{-1}	10 °C	Lynn, 1965
	piclorame sous forme d'acide	24 h	CL_{50} = 2.5 mg·L^{-1}		FWPCA, 1968
crapet vert (*Lepomis cyanellus*)	Tordon 22K (sel de K)	24 h	CL_{50} = 91 mg·L^{-1} éa	10 °C	Kenaga, 1969
		96 h	CL_{50} = 91 mg·L^{-1} éa	10 °C	
		96 h	aucune mortalité à 39 mg·L^{-1} éa	10 °C	
achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*)	Tordon 22 K (sel de K)	96 h	CL_{50} = 420 mg·L^{-1} éa	10 °C	Lynn, 1965
		24 h	CL_{50} = 19.7 mg·L^{-1} éa	24 °C	Kenaga, 1969
	piclorame sous forme d'acide	48 h	CL_{50} = 13.1 mg·L^{-1} éa	24 °C	

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[1]	Observations	Référence
barbotte noire (Ictalurus melas)	Tordon 22K (sel de K)	24 h	CL_{50} = 91 mg·L^{-1} éa	10 °C	Kenaga, 1969
		96 h	CL_{50} = 91 mg·L^{-1} éa	10 °C	
		96 h	aucune mortalité à 69 mg·L^{-1} éa	10 °C	
crapet arlequin (Lepomis macrochirus)	piclorame sous forme d'acide	24 h	CL_{50} = 26.5 mg·L^{-1} éa	17 °C	Kenaga, 1969
		48 h	CL_{50} = 22.5 mg·L^{-1} éa	17 °C	
		72 h	CL_{50} = 21.0 mg·L^{-1} éa	17 °C	
		96 h	CL_{50} = 21.0 mg·L^{-1} éa	17 °C	
	Tordon 22K (sel de K)	24 h	CL_{50} = 8.2 mg·L^{-1} éa	18 °C	
		48 h	CL_{50} = 7.3 mg·L^{-1} éa	18 °C	
		96 h	CL_{50} = 5.4 mg·L^{-1} éa	18 °C	
barbue de rivière (Ictalurus punctatus)	piclorame sous forme de sel de TEA	24 h	CL_{50} = 70.5 mg·L^{-1} éa	27 °C	Kenaga, 1969
		48 h	CL_{50} = 64.9 mg·L^{-1} éa	27 °C	
		72 h	CL_{50} = 52.9 mg·L^{-1} éa	27 °C	
		96 h	CL_{50} = 52.9 mg·L^{-1} éa	27 °C	
	piclorame sous forme d'ester isooctylique	24 h	CL_{50} = 2.2 mg·L^{-1} éa	18 °C	
		96 h	CL_{50} = 0.9 mg·L^{-1} éa	18 °C	
			CL_{50} = 16.4 mg·L^{-1} éa		
		24 h	CL_{50} = 15.5 mg·L^{-1} éa	27 °C	
		48 h	CL_{50} = 8.9 mg·L^{-1} éa	27 °C	
		72 h	CL_{50} = 8.9 mg·L^{-1} éa	27 °C	
		96 h		27 °C	
cyprin doré (Carassius auratus)	piclorame sous forme d'acide	24 h	CL_{50} = 27-36 mg·L^{-1} éa	24 °C	Kenaga, 1969
		48 h	CL_{50} = 21-32 mg·L^{-1} éa	24 °C	
		96 h	CL_{50} = 14-32 mg·L^{-1} éa	24 °C	
	piclorame sous forme d'ester isootylique	48 h	CL_{50} = 27.0 mg·L^{-1} éa	27 °C	
		72 h	CL_{50} = 13.5 mg·L^{-1} éa	27 °C	
		96 h	CL_{50} = 10.4 mg·L^{-1} éa	27 °C	
	piclorame sous forme de sel de TEA	24 h	CL_{50} = 90.6 mg·L^{-1} éa	27 °C	
		48 h	CL_{50} = 61.3 mg·L^{-1} éa	27 °C	
		72 h	CL_{50} = 45.5 mg·L^{-1} éa	27 °C	
		96 h	CL_{50} = 43.7 mg·L^{-1} éa	27 °C	
méné émeraude (Notropis atherinoides)	Tordon 22K (sel de K)	24 h	CL_{50} = 34.1 mg·L^{-1} éa	21-26 °C	Kenaga, 1969
		48 h	CL_{50} = 34.1 mg·L^{-1} éa	21-26 °C	
		96 h	CL_{50} = 30.3 mg·L^{-1} éa	21-26 °C	

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[1]	Observations	Référence
poisson tropical (Rasbora heteromorpha)	piclorame sous forme de sel de K	24 h	CL_{50} = 34 mg·L^{-1} éa		Alabaster, 1969
Truite fardée (Salmo clarki)	piclorame sous forme d'acide qual. techn.	96 h	CL_{50} = 6.5 mg·L^{-1} (de 5.55 à 7.61)	Cond. statiques; dureté = 44	Woodward, 1976; Mayer et Ellersieck, 1986
	(90 % ma)	24 h	CL_{50} = 8.3 mg·L^{-1} (de 5.5 à 12.6)	5 °C, pH = 7.4 voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 5.0 mg·L^{-1} (de 4.36 à 5.73)	voir ci-dessus, 10 °C	
		24 h	CL_{50} = 5.5 mg·L^{-1} (de 5.0 à 6.0)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 4.1 mg·L^{-1} (de 3.38 à 4.97)	voir ci-dessus, 15 °C	
		24 h	CL_{50} = 4.8 mg·L^{-1} (de 3.7 à 6.2)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 8.6 mg·L^{-1} (de 7.60 à 9.73)	cond. statiques; dureté = 44	
		24 h	CL_{50} = 12.5 mg·L^{-1} (de 9.0 à 17.4)	10 °C; pH = 6.5 voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 4.70 mg·L^{-1} (de 3.94 à 5.60)	voir ci-dessus, pH = 7.5	
		24 h	CL_{50} = 6.0 mg·L^{-1} (de 4.3 à 5.8)	voir ci-dessus	Woodward, 1976; Mayer et Ellersieck, 1986
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 4.15 mg·L^{-1} (de 3.38 à 5.10)	voir ci-dessus pH = 8.5	
		24 h	CL_{50} = 4.7 mg·L^{-1} (de 3.9 à 5.6)	voir ci-dessus	

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[2]	Observations	Référence
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 3.7 mg·L^{-1} (de 2.89 à 4.74)	Cond. statiques 10 °C; pH = 7.8	
		24 h	CL_{50} = 3.7 mg·L^{-1} (de 2.9 à 4.7)	Dureté = 44 voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 3.45 mg·L^{-1} (de 2.97 à 4.00)	voir ci-dessus dureté = 170	
		24 h	CL_{50} = 4.4 mg·L^{-1} (de 4.0 à 4.9)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 3.45 mg·L^{-1} (de 2.87 à 4.00)	voir ci-dessus dureté = 300	
	voir ci-dessus 99 %	96 h	CL_{50} = 5.8 mg·L^{-1} (de 5.0 à 6.7)	cond. statiques 10 °C; pH = 7.4	Mayer et Ellersieck, 1986
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 4.8 mg·L^{-1} (de 3.7 à 6.1)	voir ci-dessus solution ayant séjourné 7 jours	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 5.3 mg·L^{-1} (de 4.1 à 6.8)	voir ci-dessus	Mayer et Ellersieck, 1986
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 4.8 mg·L^{-1} (de 4.1 à 5.6)	voir ci-dessus solution ayant séjourné 14 jours	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 6.0 mg·L^{-1} (de 5.4 à 6.7)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 7.8 mg·L^{-1} (de 6.2 à 9.8)	voir ci-dessus solution ayant séjournée 21 jours	

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[a]	Observations	Référence
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 5.9 mg·L^{-1} (de 4.8 à 7.3)	voir ci-dessus solution ayant séjourné 28 jours	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 1.5 mg·L^{-1} (de 1.2 à 1.8)	Écoul. continu dureté = 162; 10 °C; pH = 7.4	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 5.4 mg·L^{-1}	cond. statiques; dureté = 44 10 °C; pH = 7.4	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 6.7 mg·L^{-1} (de 5.6 à 8.0)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 3.4 mg·L^{-1} (de 2.5 à 4.4)	cond. statiques; dureté = 162; 10 °C; pH = 7.4	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 5.8 mg·L^{-1} (de 4.6 à 7.4)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 4.4 mg·L^{-1} (de 3.6 à 5.4)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 4.7 mg·L^{-1} (de 3.8 à 5.8)	voir ci-dessus dureté = 44	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 4.7 mg·L^{-1} (de 3.8 à 5.8)	voir ci-dessus 12 °C	
Touladi (Salvelinus namaycush)	picloram sous forme d'acide qual. techn. (90 % ma)	96 h	CL_{50} = 3.60 mg·L^{-1} (de 2.98 à 4.35)	Cond. statiques; dureté = 44 pH = 7.2, 5 °C	Mayer et Ellersieck, 1986
		24 h	CL_{50} = 4.6 mg·L^{-1} (de 3.0 à 7.2)	voir ci-dessus	

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[1]	Observations	Référence
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 4.25 m g·L^{-1} (de 4.00 à 4.51)	voir ci-dessus 10 °C	
		24 h	CL_{50} = 4.3 mg·L^{-1} (de 3.9 à 4.8)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 2.35 mg·L^{-1} (de 1.66 à 3.34)	voir ci-dessus 15 °C	
		24 h	CL_{50} = 2.7 mg·L^{-1} (de 1.9 à 3.6)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 4.95 mg·L^{-1} (de 4.18 à 5.87)	cond. statiques; dureté = 44	
		24 h	CL_{50} = 5.0 mg·L^{-1} (de 4.2 à 5.9)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 2.70 mg·L^{-1} (de 1.82 à 4.00)	voir ci-dessus pH = 7.5	
		24 h	CL_{50} = 3.0 mg·L^{-1} (de 2.2 à 4.1)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 2.70 mg·L^{-1} (de 1.82 à 4.00)	voir ci-dessus pH = 7.5	
		24 h	CL_{50} = 3.0 mg·L^{-1} (de 2.2 à 4.1)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 2.05 mg·L^{-1} (de 1.55 à 2.71)	voir ci-dessus pH - 8.5	
		24 h	CL_{50} = 2.1 mg·L^{-1} (de 1.6 à 2.7)	voir ci-dessus	

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[2]	Observations	Référence
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 2.15 mg·L^{-1} (de 1.62 à 2.9)	cond. statiques; 10 °C; pH = 7.8; dureté = 44	
		24 h	CL_{50} = 2.2 mg·L^{-1} (de 1.6 à 2.9)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 1.55 mg·L^{-1} (de 1.18 à 2.03)	voir ci-dessus dureté = 160	
		24 h	CL_{50} = 1.8 mg·L^{-1} (de 1.4 à 2.2)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 2.10 mg·L^{-1} (de 1.55 à 2.84)	voir ci-dessus dureté = 300	
		24 h	CL_{50} = 2.4 mg·L^{-1} (de 1.9 à 3.1)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus 99 %	96 h	CL_{50} = 3.5 mg·L^{-1} (de 2.5 à 5.0)	cond. statiques; dureté = 44 10 °C; pH = 7.4	
		24 h	CL_{50} = 3.5 mg·L^{-1} (de 2.5 à 5.0)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 1.9 mg·L^{-1} (de 1.6 à 2.1)	Écoul. continu; dureté = 162; 10 °C pH = 7.4	
Touladi (Alevins nageants)	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 2.9 mg·L^{-1} (de 2.4 à 3.4)	voir ci-dessus cond. statiques	Mayer et Ellersieck, 1986
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 3.7 mg·L^{-1} (de 3.3 à 4.2)	voir ci-dessus	
(Alevins vésiculés)	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 16.8 mg·L^{-1} (de 11.4 à 24.6)	voir ci-dessus	
		24 h	CL_{50} = 16.8 mg·L^{-1} (de 11.4 à 24.6)	voir ci-dessus	

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[1]	Observations	Référence
truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri)	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 4.0 mg·L^{-1} (de 2.8 à 5.9)	cond. statiques; dureté = 44; 13 °C; pH = 7.1	Mayer et Ellersieck, 1986
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 5.2 mg·L^{-1} (de 2.8 à 9.5)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 3.1 mg·L^{-1} (de 1.7 à 5.6)	voir ci-dessus dureté = 272	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 3.1 mg·L^{-1} (de 1.7 à 5.6)	voir ci-dessus	
	liquide 24.9 % ma	96 h	CL_{50} = 12 mg·L^{-1} (de 9.8 à 14.7)	cond. statiques; dureté = 40; 12 °C pH = 7.4 voir ci-dessus	
		24 h	CL_{50} = 12 mg·L^{-1} (de 9.8 à 14.7)		
	qual. technique 99 % ma	96 h	CL_{50} = 10 mg·L^{-1} (de 7.2 à 13.9)	voir ci-dessus 7 °C	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 11 mg·L^{-1} (de 7.6 à 15.8)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 13.5 mg·L^{-1} (de 11.1 à 16.5)	voir ci-dessus 12 °C	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 12 mg·L^{-1} (de 9.0 à 16.1)	voir ci-dessus 17 °C	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 13 mg·L^{-1} (de 10.7 à 15.8)	cond. statiques; dureté = 40; 12 °C; pH = 6.5	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 13 mg·L^{-1} (de 10.7 à 15.8)	voir ci-dessus	

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[1]	Observations	Référence
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 6.0 mg·L^{-1} (de 4.3 à 8.3)	voir ci-dessus pH = 7.5	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 6.8 mg·L^{-1} (de 4.9 à 9.4)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 5.8 mg·L^{-1} (de 4.3 à 7.8)	voir ci-dessus pH = 8.5	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 6.0 mg·L^{-1} (de 4.1 à 8.7)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 14 mg·L^{-1} (de 10.5 à 18.5)	voir ci-dessus pH = 7.4	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 16 mg·L^{-1} (de 10.7 à 23.9)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 8.0 mg·L^{-1} (de 6.1 à 10.4)	cond. statiques; dureté = 320 12 °C; pH = 8.0	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 8.7 mg·L^{-1} (de 6.5 à 11.5)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 11.0 mg·L^{-1} (de 7.4 à 16.4)	cond. statiques; dureté = 40 12 °C; pH = 7.4	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 12.0 mg·L^{-1} (de 8.7 à 16.6)	voir ci-dessus	
(alevins nageants)	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 8.0 mg·L^{-1} (de 6.5 à 9.9)	voir ci-dessus 12 °C	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 17.0 mg·L^{-1} (de 11.5 à 25)	voir ci-dessus	

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[1]	Observations	Référence
(alevins vésiculés)	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 8.0 $mg \cdot L^{-1}$ (de 6.0 à 10.5)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 17.0 $mg \cdot L^{-1}$ (de 13.3 à 21.6)	voir ci-dessus pH = 7.5	
tête-de-boule (Pimephales promelas)	piclorame sous forme d'acide	96 h	CL_{50} = 55.3 $mg \cdot L^{-1}$ (de 47.4 à 64.6)	pH = 7.2-8.0; 17.0-17.4 °C	Mayes et Dill, 1984
	Sel de K	96 h	CL_{50} = 201 $mg \cdot L^{-1}$ (de 161 à 288)	pH = 7.5-8.0; 17.0-17.4 °C	
	Sel de TIPA	96 h	CL_{50} = 150 $mg \cdot L^{-1}$ (de 132 à 176)	pH = 7.3-7.9; 17.5-18.0 °C	
truite arc-en-ciel (suite)	piclorame sous forme d'acide	96 h	CL_{50} = 19.3 $mg \cdot L^{-1}$ (de 16.5 à 21.8)	pH = 7.5-8.1; 11.7-12.5 °C	Mayes et Dill, 1984
	Sel de K	96 h	CL_{50} = 48 $mg \cdot L^{-1}$ (de 42 à 54)	pH = 7.5-8.1; 12-13 °C	
	Sel de TIPA	96 h	CL_{50} = 51 $mg \cdot L^{-1}$ (de 43 à 61)	pH = 6.9-7.6; 12-12.5 °C	
crapet arlequin (Lepomis macrochirus)	piclorame sous forme d'acide	96 h	CL_{50} = 44.5 $mg \cdot L^{-1}$ (de 33.9 à 88.2)	pH = 7.4-8.1; 17-17.4 °C	Mayes et Dill, 1984
	Sel de K	96 h	CL_{50} = 137 $mg \cdot L^{-1}$ (de 114 à 166)	pH = 7.7-8.0; 16.5-17.7 °C	
	Sel de TIPA	96 h	CL_{50} = 109 $mg \cdot L^{-1}$ (de 92 à 132)	pH = 7.7-8.0 17-17.4 °C	
truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) agée de 90 jours	piclorame (93.8 % ma)	96 h	CL_{50} = 15.6 $mg \cdot L^{-1}$ (de 14.3 à 17.0)	Écoul. continu à 3 $L \cdot h^{-1}$; pH = 7.8-8.5; dureté = 73-83	Mayes et coll., 1987
		192 h	CL_{50} = 14.0 $mg \cdot L^{-1}$ (de 12.5 à 15.8)	NOEL = 6.9 $mg \cdot L^{-1}$	

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[a]	Observations	Référence
danio (Brachydanio rerio)	Tordon 22K (240 $g \cdot L^{-1}$ sous forme de sel de K)	96 h	CL_{50} = 35.5 $mg \cdot L^{-1}$	écoul. continu avec renouv. moyen de 90 % en 8.4 h; 25 °C; dureté = 350-375 pH = 8.0-8.3	Fogels et Sprague, 1977
poisson tropical (Jordanella floridae)	Tordon 22K (240 $g \cdot L^{-1}$ sous forme de sel de K)	96 h	CL_{50} = 26.1 $mg \cdot L^{-1}$	écoul. continu avec renouv. moyen de 90 % en 8.6 h; 25 °C; dureté = 350-375 pH = 8.0-8.3	Fogels et Sprague, 1977
truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri)	Tordon 22 K (240 $g \cdot L^{-1}$ sous forme de sel de K)	48 h	CL_{50} = 31.0 $mg \cdot L^{-1}$	écoul. continu avec renouv. moyen de 90 % en 5.6 h; 15 °C; dureté = 350-375 pH = 8.0-8.3	Fogels et Sprague, 1977
	voir ci-dessus	96 h	LC_{50} = 26.0 $mg \cdot L^{-1}$	écoul. continu avec renouv. moyen de 90 % en 5.6 h; 15 °C; dureté = 350-375 pH = 8.0-8.3	
touladi (Salvelinus namaycush)	piclorame sous forme d'acide (90-100 % ma)	96 h	CL_{50} = 4.3 $mg \cdot L^{-1}$ (de 4.0 à 4.5)	cond. statiques; 10 °C	Mayer et Ellersieck, 1986
		24 h	CL_{50} = 4.3 $mg \cdot L^{-1}$ (de 3.9 à 4.8)	voir ci-dessus	
truite fardée (Salmo clarki)	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 4.8 $mg \cdot L^{-1}$ (de 3.8 à 6.2)	cond. statiques; 12 °C dureté = 44	Mayer et Ellersieck, 1986

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[2]	Observations	Référence
		24 h	CL_{50} = 5.5 mg·L^{-1} (de 4.5 à 6.6)	voir ci-dessus	
barbue de rivière (Ictalurus punctatus)	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 6.3 m (de 3.6 à 11.1)	cond. statiques; 18 °C	Mayer et Ellersieck, 1986
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 15.5 mg·L^{-1} (de 11.4 à 20.9)	cond. statiques; 22 °C dureté = 40; pH = 7.4	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 1.4 mg·L^{-1} (de 0.7 à 2.5)	Cond. statiques; dureté = 44; 18 °C; pH = 7.1	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 3.2 mg·L^{-1} (de 2.5 à 4.1)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 13 mg·L^{-1} (de 10.3 à 16.4)	cond. statiques; dureté = 40; 22 °C, pH = 7.4	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 14 mg·L^{-1} (de 10.8 à 18.2)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 22 mg·L^{-1} (de 17.0 à 28.0)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 24 mg·L^{-1} (de 20.0 à 29.0)	voir ci-dessus	
(alevins nageant)	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 6.8 mg·L^{-1} (de 3.5 à 13.0)	voir ci-dessus	
(alevins vésiculés)	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 5.8 mg·L^{-1} (de 4.6 à 7.2)	voir ci-dessus	
crapet arlequin (Lepomis macrochirus)	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 23.0 mg·L^{-1} (de 17.8 à 29.9)	Cond. statiques; 22 °C dureté = 40; pH = 7.4	Mayer et Ellersieck, 1986

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[2]	Observations	Référence
	Sel de K	24 h	CL_{50} = 39 mg·L^{-1} (de 31.0 à 48.0)	cond. statiques; 18 °C dureté = 44; pH = 7.1	
	Qual. technique (99 % ma)	96 h	CL_{50} = 33 mg·L^{-1} (de 122 à 49)	Cond. statiques; dureté = 40; 12 °C; pH = 7.4	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 31 mg·L^{-1} (de 22 à 43)	voir ci-dessus 17 °C	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 23 mg·L^{-1} (de 18 à 30)	voir ci-dessus 22 °C	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 90 mg·L^{-1} (de 57.0 à 141)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 20 mg·L^{-1} (de 14 à 27)	voir ci-dessus pH = 6.5	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 92 mg·L^{-1} (de 58.0 à 146)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 18 mg·L^{-1} (de 14 à 25)	Cond. statiques dureté = 40; pH - 7.5	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 30 mg·L^{-1} (de 23 à 39)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 19 mg·L^{-1} (de 13 à 28)	voir ci-dessus pH = 8.5	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 32 mg·L^{-1} (de 19 à 53)	voir ci-dessus	

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[2]	Observations	Référence
	voir ci-dessus (99 % ma)	96 h	CL_{50} = 26 mg·L^{-1} (de 21 à 32)	voir ci-dessus pH = 7.4	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 68 mg·L^{-1} (de 52 à 88)	voir ci-dessus	
	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 13.5 mg·L^{-1} (de 10.4 à 17.0)	voir ci-dessus dureté = 320	
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 43 mg·L^{-1} (de 33 à 56)	voir ci-dessus	
truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri)	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 12.5 mg·L^{-1} (de 9.5 à 16.5)	cond. statiques; 12 °C dureté = 40; pH = 7.4	Mayer et Elliersieck, 1986
	Ester isooctylique (90 % ma)	96 h	CL_{50} = 4.0 mg·L^{-1} (de 2.8 à 5.9)	cond. statiques; 12 °C	Johnson et Finley, 1980
barbue de rivière (Ictalurus punctatus)	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 1.4 mg·L^{-1} (de 0.7 à 2.5)	cond. statiques; 18 °C durée = 44; pH = 7.1	Johnson et Finley, 1980
truite fardée (Salmo clarki)	Sel de K (24.9 % ma)	96 h	CL_{50} = 1.5 mg·L^{-1} (de 0.8 à 3.0)	cond. statiques; 10 °C	Johnson et Finley, 1980
crapet arlequin (Lepomis macrochirus)	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 26.8 mg·L^{-1} (de 22.9 à 31.3)	cond. statiques; 18 °C dureté = 44; pH = 7.1	Johnson et Finley, 1980
	piclorame sous forme d'acide (90-100 éa)	96 h	CL_{50} = 23.0 mg·L^{-1} (de 17.8 à 29.9)	22±1 °C; pH = 7.1-7.5 dureté = 40-50	

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[2]	Observations	Référence
truite fardée (Salmo clarki) (3 jours)	piclorame sous forme d'acide (90 % ma)	4 périodes de 48 h chacune	mortalité accrue à >1.3 $mg \cdot L^{-1}$; croissance réduite à >0.610 $mg \cdot L^{-1}$; aucun effet délétère à <0.290 $mg \cdot L^{-1}$	écoul. continu; incorporation lente de piclorame dans l'eau en 48 h; interruption de 5 jours, puis reprise avec 50 % de la concentration précédente	Woodward, 1979
crapet arlequin (Lepomis macrochirus)	piclorame sous forme d'acide (93.8 % éa)	96 h	CL_{50} = 21.9 $mg \cdot L^{-1}$ (de 18.0 à 27.5)	22±1 °C; pH = 7.4–8.1; dureté = 103; cond. statiques	Mayes et Oliver, 1985
	piclorame sous forme d'acide (91.9 % éa)	96 h	CL_{50} = 32.9 $mg \cdot L^{-1}$ (de 23.7 à 58.2)	22±1 °C; pH = 7.9 dureté = 100; cond. statiques	
	piclorame sous forme d'acide (92.7 % éa)	96 h	CL_{50} = 19.4 $mg \cdot L^{-1}$ (de 18.0 à 21.0)	22±1 °C; pH = 7.9 dureté = 100 cond. statiques	
	piclorame sous forme d'acide (92.9 % éa)	96 h	CL_{50} = 14.5 $mg \cdot L^{-1}$ (de 13.7 à 15.3)	24±1 °C; pH = 7.2 dureté = 40–50; cond. statiques	
truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri)	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 5.5 $mg \cdot L^{-1}$ (de 5.2 à 5.8)	13±1 °C; pH = 7.2 dureté = 40–50; cond. statiques	Mayes et Oliver, 1985
crapet arlequin (Lepomis macrochirus)	piclorame (sel de K : 91 % éa)	96 h	CL_{50} = 24 $mg \cdot L^{-1}$	26±1 °C; pH = 7.2–7.5 dureté = 40–50; cond. statiques	Mayes et Oliver, 1985

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[1]	Observations	Référence
barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*)	piclorame (sel de K : 91 % éa)	96 h	CL_{50} = 14 mg·L^{-1}	26±1 °C; pH = 7.2–7.5 dureté = 40–50; cond. statiques	Mayes et Oliver, 1985
truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*)	Sel de K (91 % éa)	96 h	CL_{50} = 13 mg·L^{-1}	15±1 °C; pH = 7.2–7.5 dureté = 40–50; cond. statiques	Mayes et Oliver, 1985
crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*)	Sel de TIPA (36.9 % éa)	96 h	CL_{50} = 80 mg·L^{-1} (de 74.3 à 85.5)	17±1 °C; pH = 7.2–8.0 dureté = 78; cond. statiques	Mayes et Oliver, 1985
	Sel de TIPA (36.9 % éa)	96 h	CL_{50} = 79.3 mg·L^{-1} (de 74.3 à 85.0)	17±1 °C; pH = 7.6–7.8 dureté = 78; cond. statiques	
	Sel de TIPA (36.9 % éa)	96 h	CL_{50} = 79.3 mg·L^{-1} (de 79.5 à 95.6)	17±1 °C; pH = 7.6–7.9; dureté = 78; cond. statiques	
tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	Sel de TIPA (36.9 % éa)	96 h	CL_{50} = 81.5 mg·L^{-1} (de 63.2 à 102)	15±1 °C; pH = 7.6–7.9; dureté = 75; cond. statiques	Mayes et Oliver, 1985
truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*)	Sel de TIPA (98–99 % éa)	96 h	CL_{50} = 310 mg·L^{-1} (de 222 à 518)	12±1 °C; pH = 7.2–7.5; dureté = 40–50; cond. statiques	Mayes et Oliver, 1985
	Sel de TIPA (36.9 % éa)	96 h	CL_{50} = 21.6 mg·L^{-1} (de 17.6 à 24.7)	26±1 °C; pH = 7.6–7.8; dureté = 78; cond. statiques	

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[1]	Observations	Référence
	Sel de TIPA (36.9 % éa)	96 h	CL_{50} = 21.8 mg·L^{-1} (de 19.3 à 25.4)	15±1 °C; pH = 7.6-7.9; dureté = 78; cond. statiques	
barbue de rivière (Ictalurus punctatus)	Sel de TEA (35.3 % éa)	96 h	CL_{50} = 74.8 mg·L^{-1} (de 56 à 100)	26±1 °C; pH = 7.2-7.5; dureté = 40-50; cond. statiques	Mayes et Oliver, 1985
truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri)	Sel de TEA (35.5 % éa)	96 h	CL_{50} = 41.4 mg·L^{-1} (de 32 à 56)	15±1 °C; pH = 7.2-7.5; dureté = 40-50; cond. statiques	Mayes et Oliver, 1985
barbue de rivière (Ictalurus punctatus)	Ester isooctylique (63.4 % éa)	96 h	CL_{50} = 16.5 mg·L^{-1} (de 13.5 à 19.6)	26±1 °C; pH = 7.2-7.5; dureté = 40-50; cond. statiques	Mayes et Oliver, 1985
INVERTÉBRÉS					
cladocère (Dalphnia magna) (1er stade larvaire)	piclorame sous forme d'acide (93.8 % ma)	48 h	CL_{50} = 50.7 mg·L^{-1} (de 44.7 à 57.6)	Cond. statiques; 20±1 °C; pH = 7.8-7.9	Mayes et Dill, 1984

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[1]	Observations	Référence
cladocère (Daphnia magna) (1er stade larvaire)	voir ci-dessus	48 h	CE_{50} = 76 mg·L^{-1} (de 59 à 97)	Cond. statiques; 17 °C dureté = 44; pH = 7.4	Mayer et Ellersieck, 1986
amphipode (Gammarus lacustris)	piclorame sous forme d'acide (90-100 % ma)	96 h	CL_{50} = 27 mg·L^{-1} (de 20 à 37)		Sanders, 1969
plécoptère (Pteronarcys californica) (nymphe)	piclorame sous forme d'acide (90-100 % ma)	96 h	CL_{50} = 48 mg·L^{-1} (de 37 à 62)		Sanders et Cope, 1968
cladocère (Daphnia magna)	piclorame sous forme d'acide (93.8 % ma)	48 h	CL_{50} = 68.3 mg·L^{-1} (de 63.0 à 75.0)	20±1 °C; pH = 7.2-8.1; dureté = 156	Gersich et coll., 1985
huître (Crassostrea virginica)	Sel de K (21.5 % éa)	96 h	CL_{50} = 18, <32 mg·L^{-1}	20±1 °C; pH = 8.0±0.5; salinité = 23 g·L^{-1} Cond. statiques	Mayes et Oliver, 1985
	Sel de K (10 % éa)	96 h	CL_{50} = 1000 mg·L^{-1}	20±1 °C; pH = 8.0±0.5; salinité = 23 g·L^{-1} Cond. statiques	
crevette (Penaeus duorarum)	Sel de K (21.5 % éa)	96 h	CL_{50} = 125 mg·L^{-1} (de 114 à 138) Cond. statiques	15±1 °C; pH = 8.0±0.5; salinité = 28 g·L^{-1}	Mayes et Oliver, 1985
	Sel de K (10 % éa)	96 h	CL_{50} = 1230 mg·L^{-1} (de 702 à 2140)	15±1 °C; pH = 8.0±0.5; salinité = 28 g·L^{-1}	

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[1]	Observations	Référence
	Sel de TIPA (43.5 % ma)	48 h	CL_{50} = 212 mg·L^{-1} (de 180 à 253)	voir ci-dessus	
	Sel de TIPA (65.2 % ma)	48 h	CL_{50} = 125 mg·L^{-1} (de 111 à 141)	voir ci-dessus	
plécoptère (Pteronarcella bodia) (nymphe)	piclorame sous forme d'acide (90-100 % ma)	96 h	CL_{50} = 10.0 mg·L^{-1}	Cond. statiques; 10 °C	Johnson et Finley, 1980
plécoptère (Pteronarcys californica) (Nymphe)	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 48 mg·L^{-1} (de 37 à 62)	Cond. statiques; 15 °C pH = 7.1; dureté = 44	Mayer et Ellersieck, 1986
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 140 mg·L^{-1} (de 110 à 180)	voir ci-dessus	
amphipode (Gammarus fasciatus)	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 27 mg·L^{-1} (de 20 à 37)	Cond. statiques; 21 °C; dureté = 44; pH = 7.1	Mayer et Ellersieck, 1986
		24 h	CL_{50} = 50 mg·L^{-1} (de 35 à 71)	voir ci-dessus	
amphipode (Gammarus pseudolimnaeus)	voir ci-dessus	96 h	CL_{50} = 16.5 mg·L^{-1} (de 10.8 à 25.3)	Cond. statiques; 17 °C; pH = 7.0	Mayer et Ellersieck, 1986
	voir ci-dessus	24 h	CL_{50} = 20 mg·L^{-1} (de 15 à 26)	voir ci-dessus	

Tableau C-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[1]	Observations	Référence
crabe (Uca pugilator)	Sel de K (21.5 % éa)	96 h	CL_{50} = 1000 mg·L^{-1}	8±5 °C; pH = 8.0±0.5; salinité = 20 g·L^{-1} cond. statiques	Mayes et Oliver, 1985
	Sel de K (10 % éa)	96 h	CL_{50} = 1000 mg·L^{-1}	8±5 °C; pH = 8.0±0.5; salinité = 20 g·L^{-1} Cond. statiques	
ALGUES					
algue verte (Selenastrum capricornutum)	Tordon 22 K	24 h	CE_{50} = 115 mg·L^{-1} (de 86.1 à 153)	CE_{50} = baisse de 50 % dans l'évolution de l'oxygène en 24 h; 24 °C	Trubak et coll., 1986

Annexe D

Sommaire des données recueillies sur la toxicité chronique du piclorame pour les organismes aquatiques

Tableau D-1. Sommaire des données recueillies sur la toxicité chronique du piclorame pour les organismes aquatiques[1]

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[2]	Observations	Référence
touladi (Salvelinus namaycush)	piclorame de qual. technique sous forme d'acide (90 % ma)	70 jours (10 jours avant 60 jours après l'éclosion)	à 35 $\mu g \cdot L^{-1}$, survie réduite des alevins et croissance inhibée dans une mesure significative	la concentration de 35 $\mu g \cdot L^{-1}$ n'a pas été mesurée dans le bassin expérimental, mais déterminée par extrapolation de la concentration supérieure utilisée dans les expériences	Woodward, 1976
truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) (embryons, 10 jours avant l'éclosion)	piclorame (93.8 % ma)	70 jours (60 jours après le jour d'éclosion moyenne)	à 2.02 $\mu g \cdot L^{-1}$, survie des larves réduite dans une mesure significative. Longueur et poids réduits dans une mesure significative à 0.88 $\mu g \cdot L^{-1}$. CMAT estimée à 0.70 $\mu g \cdot L^{-1}$; NOEL = 0.55 $\mu g \cdot L^{-1}$	11 ± 1 °C; pH = 7.4-8.4; écoul. continu à 3 $L \cdot h^{-1}$	Mayes et coll., 1987
danio (Brachydanio rerio)	Tordon 22K (240 $g \cdot L^{-1}$ sous forme de sel de K)	10 jours	CL_{50} limite = 35.5 $mg \cdot L^{-1}$ (de 32.7 à 38.5)	écoul. continu avec renouv. moyen de 90 % en 8.4 h; 25 °C; dureté = 350-375 pH = 8.0-8.3. Aucune valeur limite de toxicité aiguë bien définie; aucune mortalité	Fogels et Sprague, 1977
poisson tropical (Jordanella floridae)	Tordon 22K (240 $g \cdot L^{-1}$ sous forme de sel de K)	10 jours	CL_{50} = 12.3 $mg \cdot L^{-1}$ (de 9.84 à 15.4)	écoul. continu avec renouv. moyen de 90 % en 8.6 h; 25 °C; dureté = 350-375 pH = 8.0-8.3	Fogels et Sprague, 1977
truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri)	Tordon 22K (240 $g \cdot L^{-1}$ sous forme de sel de K)	10 jours	CL_{50} = 22.2 $mg \cdot L^{-1}$	écoul. continu avec renouv. moyen de 90 % en 5.6 h; 15 °C; dureté = 350-375 pH = 8.0-8.3	Fogels et Sprague, 1977

CMAT = concentration maximum admissible de toxique
dureté = dureté de l'eau employée (conc. de $CaCO_3$ en $mg \cdot L^{-1}$)

[1] d'après CNRC (1974) et d'autres données
[2] limites de l'intervalle de confiance de 95 % entre parenthèses

Tableau D-1. (suite)

Organisme	État chimique ou préparation	Durée d'exposition	Effets[1]	Observations	Référence
cladocère (*Daphnia magna*)	piclorame sous forme d'acide (93.8 % ma)	21 jours	CMAT = 14.6 $mg \cdot L^{-1}$	20±1 °C; pH = 7.2-8.1 dureté = 156	Gersich *et coll.*, 1985
algue verte (*Selenastrum capricornutum*)	Tordon 22K	2-3 semaines	CE_{50} = 44.8 $mg \cdot L^{-1}$ (de 36.4 à 54.2)	CE_{50} : réduction de 50 % de la biomasse cellulaire	Tubark *et coll.*, 1986
algue verte (*Chlorella pyrenoidosa*)	piclorame sous forme d'acide	10-14 jours	CE_{50} = >160 $mg \cdot L^{-1}$	Valeur mesurée par des épreuves sur microplaques; CE_{50} : réduction de 50 % du nombre de cellules	Baarschers *et coll.*, 1988
	piclorame décarboxylé	10-14 jours	CE_{50} = 8 $mg \cdot L^{-1}$		
algue verte (*Chlorella vulgaris*)	piclorame sous forme d'acide	10-14 jours	CE_{50} >160 $mg \cdot L^{-1}$	valeur mesurée par des épreuves sur microplaque; CE_{50} : réduction de 50 % du nombre de cellules	Baarschers *et coll.*, 1988
	piclorame décarboxylé	CE_{50} = 49 $mg \cdot L^{-1}$			